Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides

R. van Coillie , C.Thellen, P.G.C. Campbell et Y. Vigneault .

Direction de la Recherche sur les Pêches
Ministère des Pêches et des Océans
901 Cap Diamant, C.P. 15 500
Québec, (Québec) G1K 7Y7

Décembre 1983

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques No 1237

85-5198/

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications complètes. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la revue *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*, et ils sont classés dans l'index annual des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and indexed in the Department's annual index to scientific and technical publications.

Numbers 1–456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457–714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715–924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Rapport technique canadien des
Sciences halieutiques et aquatiques
No 1237

Décembre 1983

Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides

R. van Coillie[1], C. Thellen[2], P.G.C. Campbell[3] et Y. Vigneault[4]

Direction de la Recherche sur les Pêches
Ministère des Pêches et des Océans
901 Cap Diamant, C.P. 15500
QUEBEC, (Québec)
G1K 7Y7

(1) Conseil de la Science et de la Technologie du Gouvernement du Québec, 1 Z75 boul. Charest ouest, Québec, G1N 2C9
(2) Eco-Recherches Canada-Technitrol, 121 boul. Hymus, Pointe Claire, Québec, H9R 1E6
(3) Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-EAU), Université du Québec, 2 700 rue Einstein, Ste-Foy, Québec, G1V 1B5
(4) Ministère des Pêches et des Océans, C.P. 15 500, 901 Cap Diamant, Québec (Québec), G1K 7Y7

PREFACE

Le ministère des Pêches et des Océans, Direction de la Recherche, poursuit depuis 1981 un programme spécial de recherche sur les effets des précipitations acides sur le milieu aquatique au Québec. Le présent rapport fait état des résultats obtenus lors d'une étude expérimentale réalisée en laboratoire dans le cadre de ce programme de recherche. L'étude a été dirigée par M. Yvan Vigneault, Chef de la section Habitat du poisson du ministère des Pêches et des Océans et elle a été réalisée dans les laboratoires d'Éco-Recherches inc.

Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1983.
No de catalogue Fs 97-6/1237 ISSN 0706-6570

On devra référer comme suit à cette publication:

Van Coillie, R., C. Theilen, P.G.C. Campbell et Y. Vigneault 1983. Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides. Rapp. techn. can. sci. halieut. et aquat. no 1237: ix + 88 p.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES ANNEXES	vii
RÉSUMÉ	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUCTION ET OBJECTIFS	1
2. DONNÉES GÉNÉRALES	1
2.1 Impact des précipitations acides dans les eaux de surface	1
2.2 Physico-chimie des eaux du Bouclier canadien	2
2.3 Libération accrue d'aluminium dans les eaux de surface	2
2.4 Effets néfastes de l'acidification et de l'aluminum chez les poissons	2
3. MATÉRIEL ET MONTAGES UITLISÉS	3
3.1 Aluminium	3
3.2 Conditions physico-chimiques	3
a) Eau de dilution	3
b) Matière humique	6
c) Milieux préparés et support analytique	6
3.3 Espèces biologiques	6
3.4 Montages utilisés	8
a) Traitements continus de 7 jours	8
b) Tests de réaction de fuite	10
c) Tests de préférence	10
4. ÉTUDE SUR LA TOXICITÉ LÉTALE	10
4.1 Contexte	10
4.2 Protocole	10
4.3 Résultats	14
5. ÉTUDE DU COMPORTEMENT DE DÉTECTION	17
5.1 Contexte	17
5.2 Protocole	17
a) Détection de l'aluminium dans des eaux de ruissellement	17
b) Détection de l'aluminium dans des conditions critiques	18
c) Analyse statistique des résultats	18

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	Page
5.3 Résultats	19
a) Tests de réaction de fuite	19
b) Tests de préférence	24
6. SPÉCIATION DE L'ALUMINIUM	26
6.1 Contexte	26
6.2 Protocole	26
6.3 Résultats	37
CONCLUSION	45
REMERCIEMENTS	46
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	47
ANNEXES	50

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau 1: Logistique des analyses chimiques faites 7

Tableau 2: Procédure utilisée pour la réalisation des traitements continus à l'aluminium durant 7 jours 13

Tableau 3: Valeurs des CL50 obtenues après 7 jours de traitement à l'aluminium 15

Tableau 4: Comparaison des pourcentages moyens d'individus dans la zone contaminée durant les périodes contrôle et réponse 20

Tableau 5: Statistique descriptive et tests de Mann-Whitney réalisés pour l'étude de détection de conditions critiques d'aluminium par le saumon atlantique 2^+: Témoins 30

Tableau 6: Statistique descriptive et tests de Mann-Whitney réalisés pour l'étude de détection de conditions critiques d'aluminium par le saumon atlantique 2^+: Effet lié au pH 31

Tableau 7: Statistique descriptive et tests de Mann-Whitney réalisés pour l'étude de détection de conditions critiques d'aluminium par le saumon atlantique 2^+: Effet lié à la matière organique 32

Tableau 8: Spéciation physico-chimique de l'aluminium lors des bioessais 38

Tableau 9: Spéciation chimique de l'aluminium dissous inorganique disponible lors des bioessais 40

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1: Schéma du protocole de préparation des conditions physico-chimiques de traitement. 4

Figure 2: Schéma du protocole des bioessais réalisés 5

Figure 3: Système d'injection utilisé pour les traitements continus à l'aluminium 9

Figure 4: Schéma du système employé pour les tests de détection avec réaction de fuite 11

Figure 5: Schéma du système employé pour les tests de préférence 12

Figure 6: Nombre de rejets significatifs par triplicata expérimental en relation avec les conditions de ruissellement de l'aluminium 21

Figure 7: Comparaison des rejets par la truite mouchetée 2^+ de la zone associée de ruissellement de l'aluminium 22

Figure 8: Illustration des pourcentages moyens d'individus dans chaque zone lors de l'étude de détection de conditions critiques d'aluminium par le saumon atlantique 2^+: Témoins 27

Figure 9: Illustration des pourcentages moyens d'individus dans chaque zone lors de l'étude de détection de conditions critiques d'aluminium par le saumon atlantique 2^+: Effet lié au pH 28

Figure 10: Illustration des pourcentages moyens d'individus dans chaque zone lors de l'étude de détection de conditions critiques d'aluminium par le saumon atlantique 2^+: Effet lié à la matière organique 29

Figure 11: Schéma analytique employé pour déterminer la spéciation de l'aluminium dans les échantillons d'eau des bioessais 36

LISTE DES ANNEXES

Page

Annexe 1: Résultats détaillés des tests de toxicité létale 50

Annexe 2: Résultats détaillés des tests de toxicité sous-létale 56

RÉSUMÉ

Van Coillie, R., C. Theilen, P.G.C. Campbell et Y. Vigneault 1983. Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides. Rapp. techn. can. sci. halieut. et aquat. no : ix + 88 p.

Cette étude examine les effets toxiques de l'aluminium sur des salmonidés en conditions contrôlées simulant celles des eaux du bouclier canadien affectées par les précipitations acides. Au niveau létal, des bioessais à flux continu à 10°C durant 7 jours ont fourni diverses indications. L'aluminium s'avère nettement plus toxique pour les saumons Salmo salar, (âge 1^+) que pour les truites mouchetées, Salvelinus fontinalis, (âge 1^+). Le métal se révèle plus néfaste pour les saumons à pH moyen 4,6 qu'à pH moyen 5,5; par contre, il est plus toxique pour les truites à pH 5,5 qu'à pH 4,6. Il s'avère plus nocif en eaux très douces qu'en eaux douces (respectivement 10 et 30 mg/L en cations majeurs). En présence de matière organique (10 mg/L en matière humique), la toxicité létale de l'aluminium devient considérablement atténuée. A des concentrations totales d'aluminium inférieures à 300 µg/l, ce métal est presque totalement dissous à pH 4,6 et 5,5 et il se trouve en majeure partie sous forme labile, c'est-à-dire échangeable avec une résine échangeuse d'ions (Chelex) et vraisemblablement bioéchangeable. Cette fraction labile a une composition qui varie avec le pH; selon la modélisation faite à ce sujet, Al^{+3} est prioritaire à pH 4,6 alors que les formes hydroxylées prédominent à pH 5,5. En présence de matière humique, l'aluminium tend à adopter une forme particulaire.

Au niveau sous-létal, des tests de détection avec réaction de fuite ou de préférence durant 30 minutes à 10°C ont apporté plusieurs précisions. Les CE - 30 minutes (Concentrations Efficaces pour occasionner un rejet significatif en 30 minutes) de l'aluminium pour les truites (âge 2^+) en eaux très douces avoisinent 100 µg Al total/L à pH 5,6. Lorsqu'on ajoute de la matière humique (10 mg/L), la toxicité sous-létale de l'aluminium diminue et sa CE - 30 minutes s'élève à 350 µg Al total/L à pH 5,6. Les saumons (âge 2^+) manifestent une préférence négative nettement plus marquée pour l'aluminium que pour l'acidité modérée.

L'ensemble des résultats soutient que la valeur de 100 µg Al total/L peut représenter une indication normative pour la toxicité de l'aluminium vis-à-vis des salmonidés en eaux oligotrophes bien que la matière organique dans celles-ci soit susceptible d'atténuer cette toxicité.

ABSTRACT

Van Coillie, R., C. Thellen, P.G.C. Campbell et Y. Vigneault 1983. Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides. Rapp. techn. can. sci. halieut. et aquat. no : ix + 88 p.

This study examines toxic effects of aluminum on salmonids under laboratory controlled conditions, approximating characteristics of canadian shield water influenced by acidic precipitation. Continuous flow 7 day bioassays, conducted at 10°C, have given several indicative results. Aluminum is clearly more toxic to salmon (Salmo salar) aged 1^+ than to trout (Salvelinus fontinalis) aged 1+. The metal is shown to be more deleterious for salmon at mean pH 4,6 than at mean pH 5,5; however it proved to be more toxic for trout at less acidic pH 5,5 than at pH 4,6. It is more damaging to the fish in very soft water (10 mg/L in major cations) than in soft water (30 mg/L in major cations). In the presence of organic matter (10 mg/L of humic matter), the lethal toxicity of aluminum is considerably attenuated. At total concentrations of aluminum less than 300 µg/L, the metal is almost totally dissolved at pHs 4,6 and 5,5 and its major portion is in the labile state, i.e. exchangeable in a Chelex column and potentially bioexchangeable; this form has a composition which varies with pH (the modeling studies indicate that Al^{+3} is the major species at pH 4,6 and that hydroxylated aluminium predominates at pH 5,5. In organic conditions, the particulate form of aluminum is more important.

Sub-lethal tests involving reactions of avoidance or preference over a 30 minute period have provided much information. The 30 minutes EC (minimum Effective Concentration to produce a significant avoidance in 30 minutes) of aluminum for trout aged 2^+ in very soft water approaches 100 µg total Al/L at pH 5,6. With the addition of humic matter (10 mg/L), the sub-lethal toxicity of aluminum decreases and the 30 minutes EC increases to 350 µg total Al/L at pH 5,6. Salmon aged 2^+ show cleary a stronger avoidance to aluminum than to moderate acidity.

Generally, the results support the value of 100 µg total Al/L as the normative indicator for aluminum toxicity, with respect to salmonids, in oligotrophic water, in spite of the fact that the organic content of this water can mitigate this toxicity.

1. INTRODUCTION ET OBJECTIFS

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface du Bouclier canadien rendent celles-ci particulièrement vulnérables à la retombée des précipitations acides (Harvey et coll., 1981). En particulier, leur faible alcalinité, résultant des caractéristiques géochimiques environnantes, est un des facteurs responsables de cette sensibilité. Il en résulte des transformations physico-chimiques qui affectent les poissons (Van Coillie et coll., 1982 et 1983).

Parmi les conséquences reliées aux phénomènes d'acidification, la libération accrue de plusieurs éléments métalliques (ex: Al, Zn, Mn) des sols et des sous-sols représente un danger potentiel pour la faune aquatique (Baker, 1982). On a notamment mis en évidence des teneurs anormalement élevées d'aluminium dans diverses eaux de surface (Cronan et Schofield, 1979; SNSF, 1980; Harvey et coll., 1981).

La toxicité de l'aluminium vis-à-vis des organismes aquatiques dépend des conditions physico-chimiques du milieu. Des études à ce sujet ont montré que les formes inorganiques du métal étaient particulièrement toxiques pour le poisson en fonction du pH (Driscoll et coll., 1980; Schofield et Trojnar, 1980).

Dans le contexte général du problème des précipitations acides, cette étude vise à approfondir les connaissances sur la toxicité de l'aluminium chez les salmonidés. A cette fin, les objectifs suivants ont été recherchés en laboratoire:

I) comparer la sensibilité de la truite mouchetée (Salvelinus fontinalis) et du saumon atlantique (Salmo salar) à l'aluminium sous différentes conditions physico-chimiques acides;

II) préciser par une étude de détection le potentiel de toxicité de l'aluminium à des concentrations sous-létales;

III) mettre en relation la spéciation chimique de l'aluminium et sa toxicité en fonction des diverses conditions physico-chimiques de traitement.

Avant d'aborder chacun de ces points, il convient de donner un aperçu de diverses données reliées à la présente étude.

2. DONNÉES GÉNÉRALES

2.1 Impacts des précipitations acides dans les eaux de surface

Quelles sont les répercussions de la retombée des précipitations acides dans l'environnement? Bien qu'à ce moment, on en connaisse diverses conséquences, la réponse demeure complexe. Les écosystèmes aquatiques semblent particulièrement touchés car les précipitations acides y sont acheminées soit directement, soit indirectement par le lessivage des sols environnants (SNSF, 1980; Harvey et coll., 1981).

Géographiquement, certaines régions sont plus sensibles aux précipitations acides. Elles se trouvent en général dans des zones à soubassements rocheux fortement siliceux tels que granites, gneiss, quartzite et grès quartzeux. Ces types de roches sont extrêmement résistants aux intempéries; il en résulte que les eaux superficielles de ces régions ont une très faible concentration en ions provenant de l'altération des roches. Ces eaux douces se caractérisent par un faible pouvoir tampon, c'est-à-dire une faible capacité à neutraliser les apports acides; en conséquence, l'acidité des cours d'eau et des lacs augmente.

La géologie des soubassements donne des indications approximatives sur les emplacements de ces zones sensibles. Toutefois, les cartes de soubassements ne tiennent pas compte de la minéralogie des dépôts de recouvrement non consolidés tels que roches erratiques glaciaires, matériaux glacio-fluviatiles et sables marins, qui ont pu être transportés loin de leur origine et risquent d'avoir une composition minéralogique tout à fait différente de celle du soubassement. Des variations locales de la composition chimique des eaux de surface peuvent donc résulter de différences entre ces deux substrats géologiques.

Des zones à soubassements rocheux très siliceux sont notamment très répandues dans le Bouclier scandinave, le Bouclier canadien et les Adirondacks. On trouve subséquemment des eaux douces, dont les précipitations acides ont abaissé le pH au-dessous de 5, dans le sud de la Norvège et de la Suède, en Ontario, au Québec, en Nouvelle-Ecosse et dans l'État de New-York.

2.2 Physico-chimie des eaux du bouclier canadien

Les lacs sur le bouclier canadien sont généralement oligotrophes, c'est-à-dire jeunes et caractérisés par une faible production par suite d'une pauvreté en substances nutritives selon Mathieu (1979). Ces lacs ont généralement une profondeur de moins de 15 mètres et le pourcentage de saturation d'oxygène dissous au fond en été est plus grand que 70%, ce qui indique qu'ils sont très oxygénés. La conductivité est plus petite que 50 µS/cm (très faiblement minéralisée), la transparence dépasse souvent 3 mètres et le pH se situe autour de 6,7. Ce sont des eaux qui ont de faibles concentrations en phosphore et en azote ($< 0{,}010$ mg/L de P et $< 0{,}15$ mg/L de N respectivement); la biomasse phytoplanctonique y varie entre 100 à 300 mg/m^3 en poids sec et la chlorophylle a y fluctue de < 2 à 2,5 mg/m^3 (Vollenweider, 1971 et 1974).

2.3 Libération accrue d'aluminium dans les eaux de surface

Les précipitations acides qui traversent les sols peuvent y induire une mobilisation de certains éléments (Al, Mn, Fe, Zn, etc.), parfois en quantités toxiques pour les écosystèmes aquatiques (SNSF, 1980; Baker, 1980, Petersen, 1980).

Divers auteurs citent à ce sujet des concentrations élevées en aluminium dans les eaux de surface (Dickson, 1978; Cronan et Schofield, 1979; Harvey et coll., 1981). On peut notamment observer des concentrations importantes d'aluminium au printemps durant la fonte de la couverture de neige, particulièrement lorsque de grandes quantités d'ions H^+ sont libérées dans les couches de surface saturées des sols (SNSF, 1980; Schofield et Trojnar, 1980).

La libération de Al^{+3} dans les eaux serait réalisée à partir des alumino-silicates et de la gibbsite des sols (Reuss, 1976). Dans les systèmes aquatiques, l'aluminium forme une variété de complexes avec l'eau et ses dérivés ainsi qu'avec les composés qu'elle contient, entre autres avec les fluorures, les phosphates, la matière organique et les sulfates (Driscoll, 1980; Baker et Schofield, 1980).

2.4 Effets néfastes de l'acidification et de l'aluminium chez les poissons

Les effets pathologiques causés par l'acidification du milieu chez les poissons s'exercent à de multiples niveaux. Les études réalisées par Daye et Garside (1975, 1976, 1977, 1979), Beamish et coll. (1976), Harvey (1980) et Papineau (1981) ont apporté une compréhension globale de la réaction de plusieurs espèces de poissons sensibles à l'exposition, de longue et courte durée, à des concentrations élevées en ions H^+.

Selon Cronan et Schofield (1979), des pH relativement acides qui ne sont pas directement dangereux pour des poissons deviennent toxiques si les niveaux d'aluminium sont élevés. L'action toxique de l'aluminium pour les poissons se focalise au niveau des branchies où il peut endommager l'épithelium respiratoire et perturber l'osmorégulation (Muniz et Leivestad, 1980; Schofield et Trojnar, 1980). Les diverses formes d'aluminium et, de ce fait, la toxicité de ce métal sont contrôlées surtout par le pH et par les concentrations de ligands potentiels (complexes avec des fluorures et des composés organiques) d'après Driscoll et coll. (1980); selon ces auteurs, l'aluminium complexé par la matière organique est moins toxique pour les poissons que ses formes inorganiques à pH 5.

Schofield et Trojnar (1980) indiquent que des morts massives de poissons observées au cours de périodes transitoires d'acidification au printemps sont très probablement le résultat de concentrations élevées en aluminium inorganique mobilisé des sols par les acides présents dans l'eau de fonte. De plus, ces auteurs montrent que la diminution du pH jusqu'à 4,7 et 5 ne provoque pas de stress physiologique important chez Salvelinus fontinalis mais qu'un accroissement concomittant de l'aluminium sous sa forme ionique jusqu'à 0,2 mg/L ou plus semble suffisant pour provoquer un stress grave et la mort chez cette espèce.

3. MATÉRIEL ET MONTAGES UTILISÉS

Les différentes étapes suivies pour la réalisation du programme expérimental sont résumées aux figures 1 et 2 successivement. Il convient, en premier lieu, d'exposer les techniques de préparation adoptées, le choix des groupes de poissons expérimentés et les montages utilisés afin d'alléger le détail des protocoles qui seront présentés par la suite pour chaque activité.

3.1 Aluminium

Une solution initiale de 2,0 g/L d'aluminium a été préparée à partir d'une tige d'aluminium grade "0,032" dissoute dans HCl concentré. Avant le début de chaque test biologique, on préparait la concentration nécessaire d'aluminium à partir de cette solution. Le dosage de l'aluminium dans les échantillions prélevés durant le programme expérimental a été fait par spectrophotométrie en absorption atomique sans flamme (fournaise au graphite) après traitement avec HNO_3 et addition d'H_2O_2 (Campbell et coll., 1982; voir aussi 6.2).

3.2 Conditions physico-chimiques

a) Eau de dilution

Les eaux de rivières de la région Côte-Nord du fleuve St-Laurent sont caractérisées par un pH moyen de 6,7 et une alcalinité variant de 1,5 à 8,5 mg/L (Brouard et coll., 1982). Tout en cherchant à se rapprocher de ces conditions en laboratoire, on visa surtout à étudier l'action toxique de l'aluminium dans des conditions aquatiques contrôlées. A cette fin, on a retenu le protocole établi par l'EPA (Environmental Protection Agency of USA) pour la préparation de deux types d'eau synthétique: douce et très douce (Peltier, 1978). A une eau déionisée, on ajoutait les cations majeurs suivants:

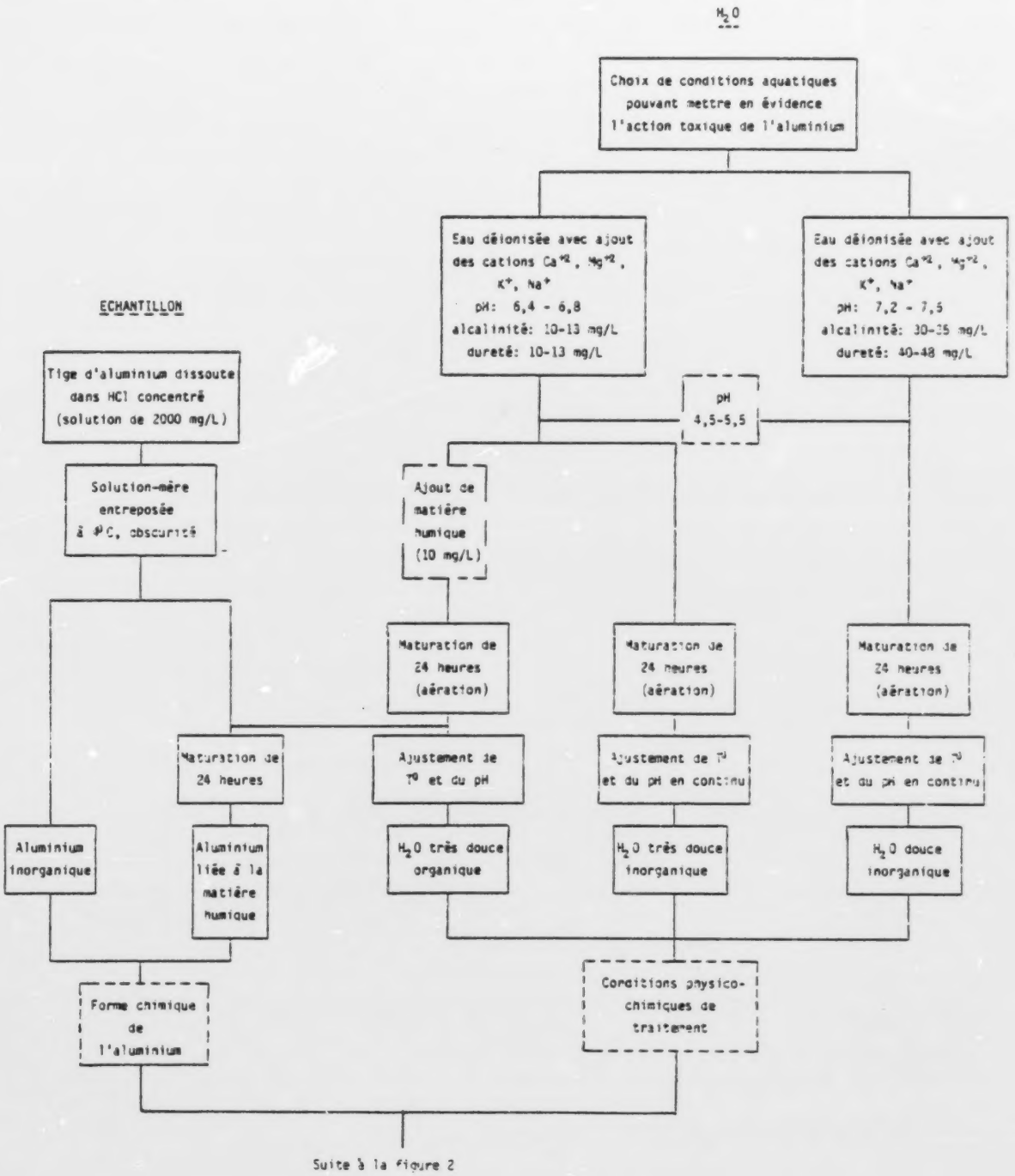
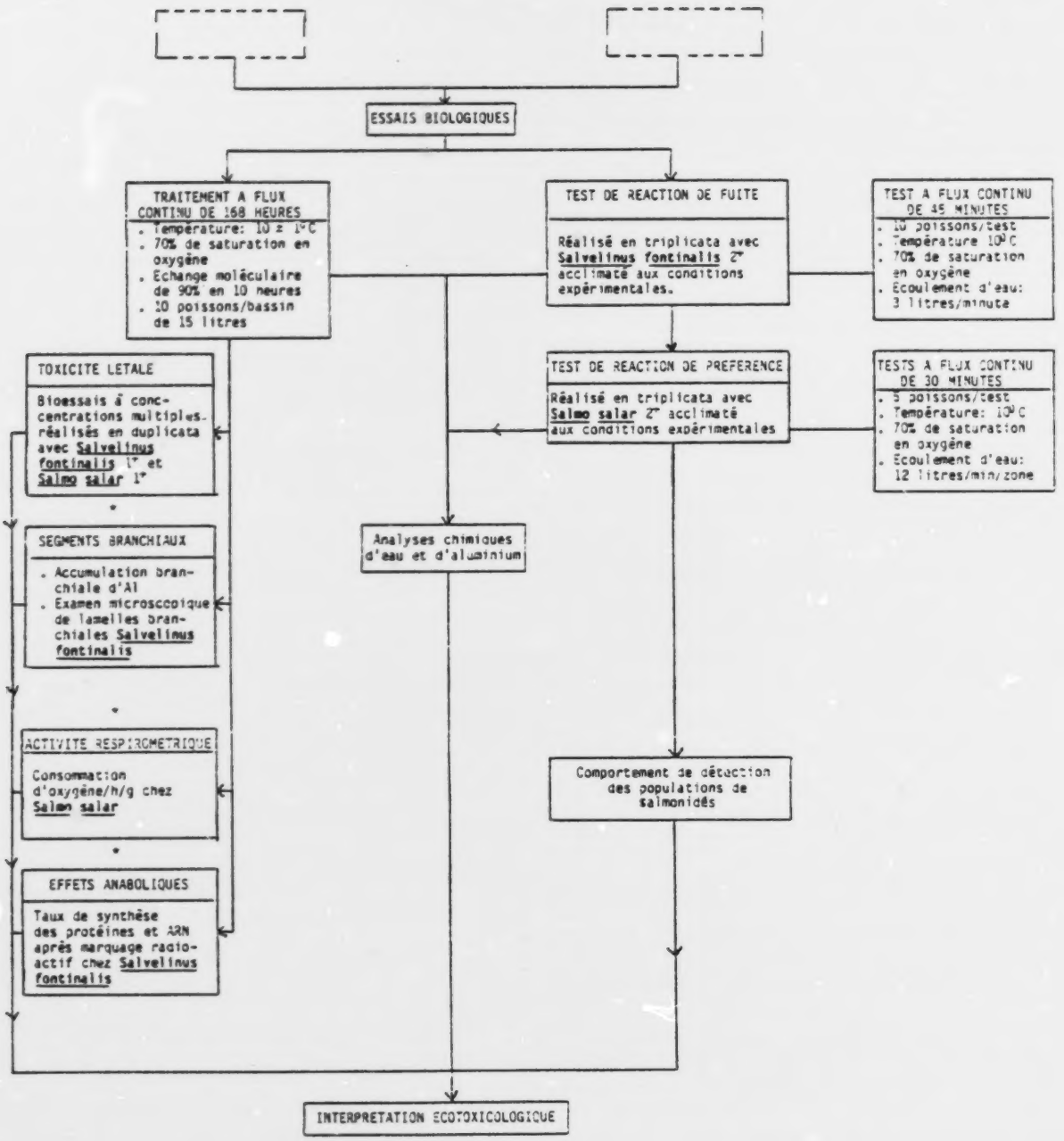


Figure 1 Schéma du protocole de préparation des conditions physico-chimiques de traitement.



* Les méthodes et résultats de ces trois activités seront décrits dans un autre rapport ultérieur.

Figure 2 Shéma du protocole des bioessais réalisés.

	H_2O douce	H_2O très douce	
Na^+ :	48	12	mg/L de $NaHCO_3$
K^+ :	2,0	0,5	mg/L de KCl
Mg^{+2} :	30,0	7,5	mg/L de $MgSO_4$
Ca^{+2} :	30,0	7,5	mg/L de $CaSO_4 . 2\ H_2O$
	↓	↓	
pH :	7,2-7,6	6,4-6,8	
Alcalinité:	30-35	10-13	mg/L en $CaCO_3$
Dureté:	40-48	10-13	mg/L en $CaCO_3$

b) Matière humique

Des essais de toxicité ont aussi été réalisés en présence de matière organique. L'obtention d'une matière organique naturelle quasi-intacte représentait toutefois un problème; en effet, les procédures d'extraction étaient très élaborées et donnaient un rendement quantitatif très faible. Nous avons donc choisi d'utiliser un sel de sodium de l'acide humique disponible commercialement (compagnie Aldrich). Ce sel étant susceptible de contenir de l'aluminium, on a procédé au préalable à une purification partielle à partir d'une méthode mise au point par Campbell et coll. (1982).

1° On dissolvait 200-300 mg de matière organique "Aldrich" dans 1 litre d'eau à pH ajusté à 10.

2° La solution était alors lentement amenée à pH 8,0 avec HCl 1% puis agitée pendant 30 minutes afin de favoriser la précipitation de l'hydroxyde d'aluminium.

3° On centrifugeait ensuite cette solution et on filtrait le surnageant sur papier Wathman FG/C pour compléter l'extraction de l'aluminium.

4° Dans le surnageant filtré, les acides humiques étaient précipités à pH 1,5 avec HCl concentré.

5° On centrifugeait de nouveau la solution et le culot, qui contenait la matière humique, était récupéré puis finalement séché.

En tout, près de 2 kg de matière humique ont été purifiés de cette façon et l'analyse chimique y a révélé la présence de 0,55% d'aluminium.

c) Milieux préparés et support analytique

Six conditions physico-chimiques contrôlées ont été ajustées selon les méthodes prédécrites:

pH	Eau inorganique	Eau organique
4,5	H_2O très douce	H_2O très douce + 10 mg/L de matière humique
	H_2O douce	
5,5	H_2O très douce	H_2O très douce + 10 mg/L de matière humique
	H_2O douce	

Afin de suivre le comportement chimique de l'aluminium, un protocole d'échantillonnage et d'analyses de l'eau et du métal a été établi; il est précisé au tableau 1.

3.3 Espèces biologiques

Deux espèces de salmonidés réparties en quatre groupes distincts ont été utilisées.

TABLEAU 1: LOGISTIQUE DES ANALYSES CHIMIQUES FAITES

	Échantillonnage	Analyses
Traitement létal de 7 jours		
Aluminium:	CONCENTRATIONS/BIOESSAI 1 : 24 h, 168 h 2 : 24 h, 96 h 3 : 24 h, 168 h 4 : 24 h, 96 h 5 : 24 h, 168 h Soit 10 concentrations par bioessai	• Al total
H_2O:	0,2 L/bassin/jour, gardé au froid puis composé à la fin du traitement	• Na^+, K^+, Ca^{+2}, Mg^{+2}, SO_4^{-2}, Cl^-, NO^-_3, conductivité et COT* (ce dernier pour H_2O organique)
Comportement de détection		
Aluminium:	Détection avec fuite: fin de chaque test Préférence: Composé du triplicata	• Al total
H_2O:	Composé du triplicata	• Idem au traitement létal

*COT: Carbone Organique Total

N.B.: Toutes les analyses ont été effectuées selon des méthodes conventionelles (APHA et coll., 1980).

Saumon atlantique (Salmo salar)

L'importance de cette espèce dans plusieurs rivières de la Côte-Nord au Québec (Carter, 1968) et sa grande sensibilité aux acides (Daye, 1981) ont entraîné son choix.

Deux groupes, d'âge 1^+ et 2^+ respectivement, ont été obtenus de la station piscicole gouvernementale de Gaspé, Québec.

Truite mouchetée (Salvelinus fontinalis)

Etant donné qu'elle s'avère une espèce d'intérêt reconnu dans le Bouclier canadien et qu'elle représente une espèce de référence pour la toxicité du pH et de l'aluminium (Schofield et Trojnar, 1980; Harvey et coll., 1981), elle fut également retenue pour l'étude.

Un groupe d'âge 1^+ et un autre d'âge 2^+ provenaient de la pisciculture Smith, Les Eboulements, Québec.

3.4 Montages utilisés

a) Traitements continus de 7 jours

Le système d'injection, utilisé pour le traitement continu à l'aluminium, est représenté à la figure 3. L'unité comprend (A) une source d'eau de dilution et une autre d'aluminium, (B) un système d'injection à débits ajustables, (C) six bassins de mélange (dont trois sont illustrés), (D) un système de duplication des solutions et (E) 24 aquariums de polypropylène de 15 litres, placés en série de 4 pour chaque concentration. Un tel système permettait de traiter simultanément les saumons et les truites en duplicata. Il était situé dans une chambre réglée à 10°C en continu.

Le bassin d'eau de dilution (80 litres en polypropylène) était relié à un réservoir de 1000 litres, situé dans une chambre à 4°C et contenant l'eau synthétique (voir 3.2.a). Une pompe submersible assurait le transfert de l'eau vers le bassin. Dans celui-ci, on retrouvait un agitateur, un contrôle de pH automatique (New Brunswick, modèle pH 21) et un élément chauffant, unités nécessaires à l'ajustement final des conditions physico-chimiques de l'eau de dilution. La solution-mère d'aluminium était gardée à 10°C dans un réservoir de 200 litres, relié à un autre bassin de tête de 80 litres par une pompe circulatrice.

Ensuite, un système de pompes doseuses (type Masterflex, à vitesse variable) distribuait la quantité d'eau (100 mL/min) et d'aluminium (1 à 10 mL/min, selon la concentration désirée) dans chaque bassin de mélange. Ces bassins, d'une capacité de 100 litres, étaient continuellement agités et permettaient un mélange d'au moins 15 heures de l'aluminium avec l'eau. Par la suite, chaque solution étaient envoyée dans deux aquariums d'où elle était transférée par un tube en U vers deux autres bacs de tests. Ces derniers étaient reliés par siphonnage à un bassin de renvoi.

Dans l'ensemble, le système de traitement produisait un renouvellement continu (échange moléculaire d'eau de 90% en 10 heures, tel que recommandé par Sprague en 1973). Signalons ici qu'à cause du comportement chimique de l'aluminium en présence de la matière organique (formation de précipités), le système d'injection a dû être modifié lorsqu'on utilisait cette dernière. A l'eau organique (voir 3.2a et b) on ajoutait manuellement la quantité d'aluminium déterminée pour chaque concentration et, après équilibre pendant 24 heures, on transférait la solution dans les bassins de mélange de 200 litres d'où elle était distribuée dans les bacs de tests à l'aide de pompes doseuses.

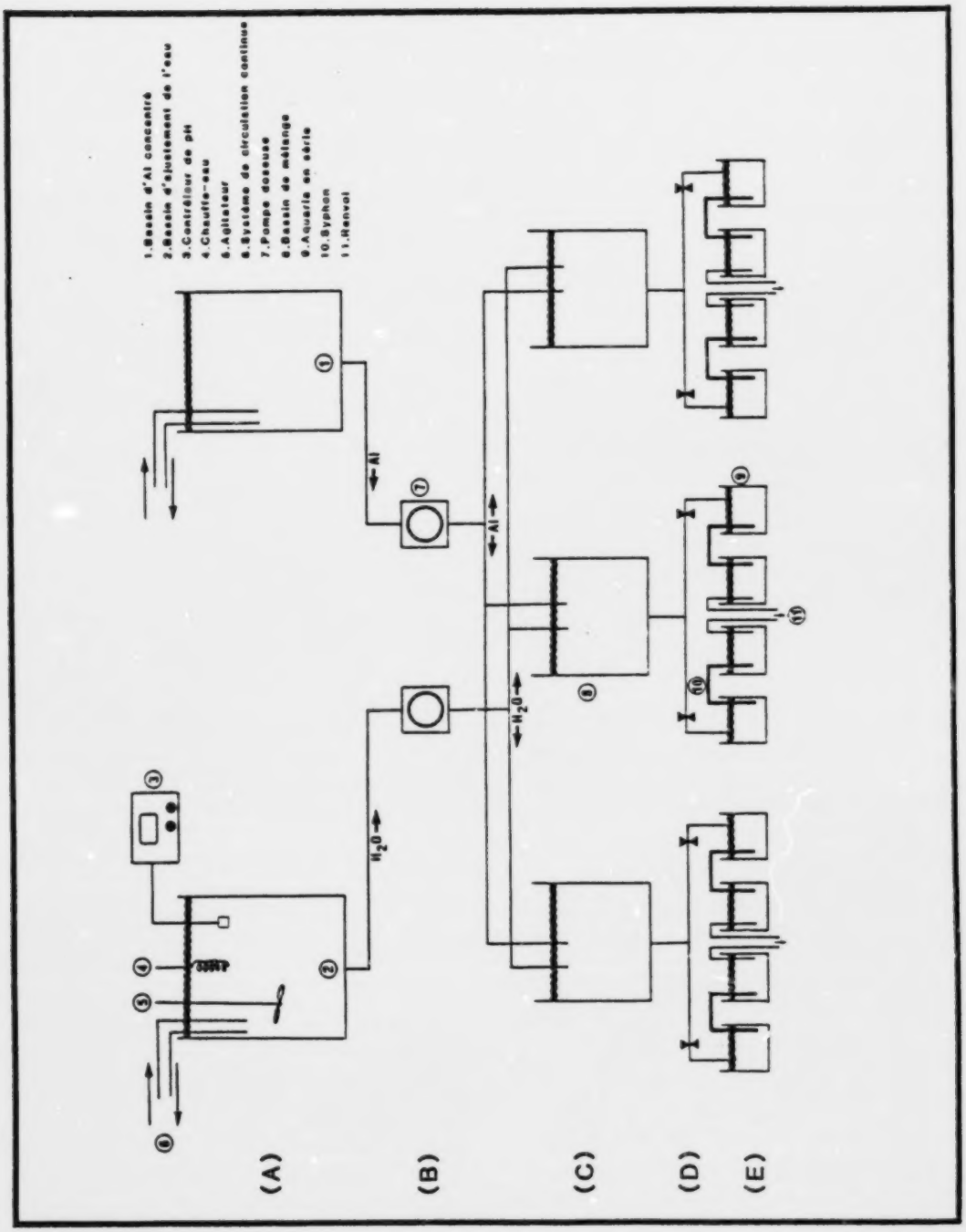


Figure 3 Système d'injection utilisé pour le traitement continu à l'aluminium.

b) Tests de réaction de fuite

Le comportement de détection des poissons vis-à-vis de l'aluminium fut étudié à l'aide d'un montage spécial illustré à la figure 4. Il s'agit de deux bassins cylindriques en polypropylène d'une capacité de 40 litres chacun, lesquels sont reliés entre eux par une ouverture de 7,5 cm près de leur base; la longueur totale de la chambre expérimentale est de 1,2 m. L'écoulement de l'eau (3 litres/minute) se fait à partir d'un pôle d'un bassin, passe par le tube central et sort au pôle opposé de l'autre bassin. Un système de diffusion réduit la turbulence de l'eau à l'entrée et à la sortie du système. L'ajout du produit s'effectue à hauteur du tube central dans la zone-cible de telle sorte que seul le bassin correspondant à cette zone est contaminé durant l'expérience. Etant donné que la localisation de ce bassin se situe du côté aval du système, le phénomène s'apparente à un plan d'eau lotique; certaines caractéristiques d'une rivière sont alors simulées telles qu'un courant unidirectionnel et le déversement d'une source diffuse, lequel s'effectue de chaque côté de l'ouverture centrale dans la zone-cible.

Le système est placé dans un espace fermé et sombre afin de minimiser les influences extérieures durant les tests; il s'y trouve un miroir dirigé devant un autre miroir incliné, lequel est situé à 1,0 m au-dessus des bassins afin de pouvoir observer les deux zones. L'éclairage de la chambre expérimentale permet de visualiser, via les miroirs, la répartition des poissons dans les deux bassins: cette visualisation peut être faite par un observateur situé à plus de 3 m du système. L'ensemble est confiné dans une chambre "thermostatisée" à 10°C.

c) Tests de préférence

Un bassin expérimental conçu par Scherer et Nowak (1973) a aussi été employé pour l'étude du comportement de détection des poissons. Il est illustré à la figure 5. Décrivons-le brièvement. L'eau s'écoule à débit égal et constant de 10 litres/minute à partir de chaque extrémité de la chambre puis est rejetée à son centre. Ainsi, deux solutions représentant des conditions physico-chimiques différentes peuvent être injectées simultanément de sorte que les poissons se déplacent selon la condition physico-chimique préférée.

Ce système est aussi placé à 10°C dans un espace clos et éclairé avec miroir indirect pour pouvoir visualiser les mouvements des poissons durant un test sans influencer ceux-ci.

4. TOXICITÉ LÉTALE

4.1 Contexte

Le but de cette activité est d'examiner l'importance de la condition physico-chimique de traitement sur la toxicité de l'aluminium et de comparer la sensibilité de deux espèces de salmonidés à des traitements différents.

4.2 Protocole

La toxicité létale de l'aluminium a été simultanément vérifiée avec des groupes de saumon atlantique et de truite mouchetée d'âge 1+. La durée du traitement a été établie à 7 jours à 10°C et les tests ont été réalisés en duplicata à l'aide du montage décrit à la section 3.4a. La procédure utilisée est précisée au tableau 2. Les différents traitements ont nécessité la préparation et l'utilisation d'environ 1000 litres d'eau synthétique par jour. A cause des particularités physico-chimiques de l'aluminium, le

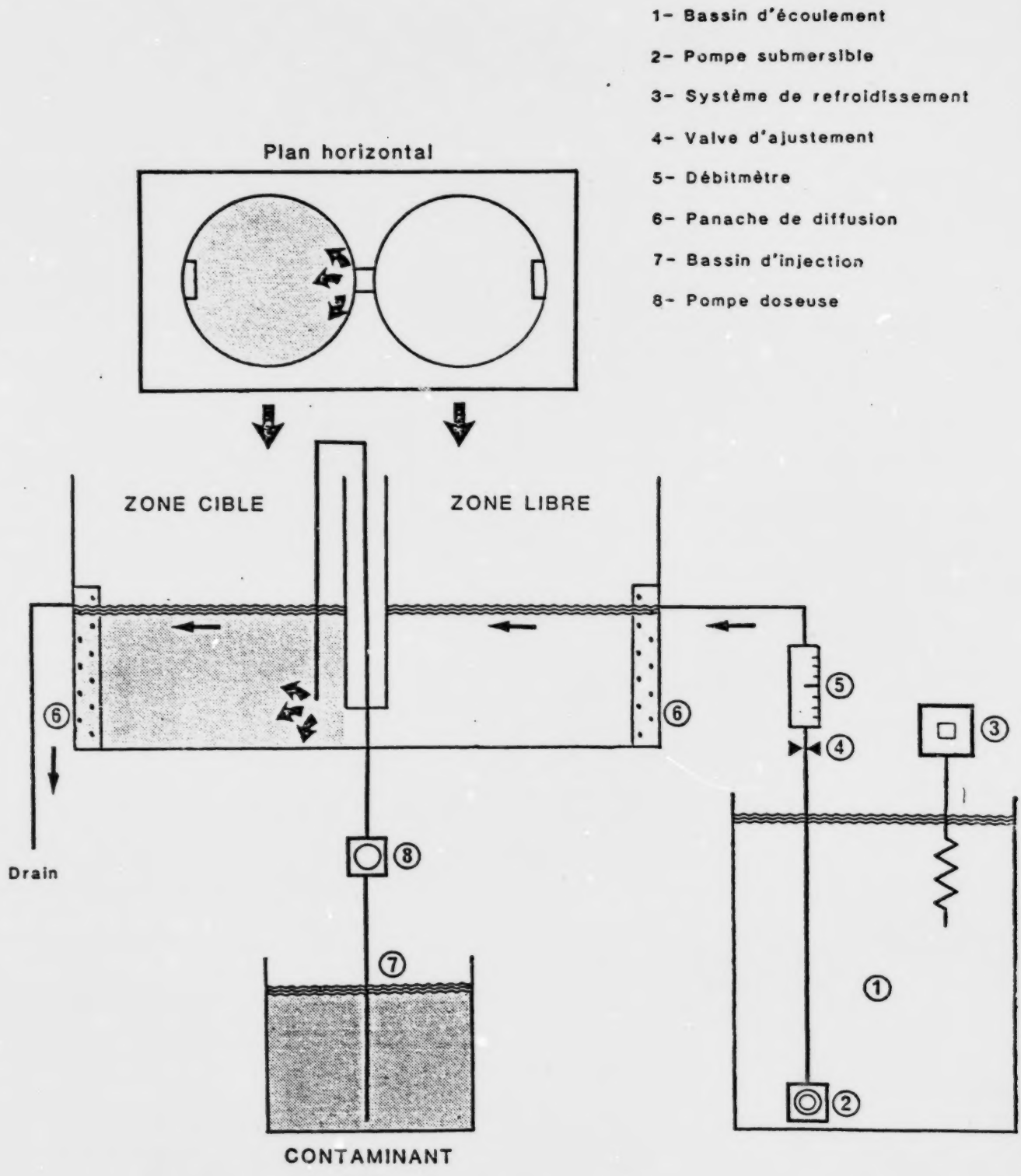


Figure 4 Schéma du système employé pour les tests de détection avec réaction de fuite.

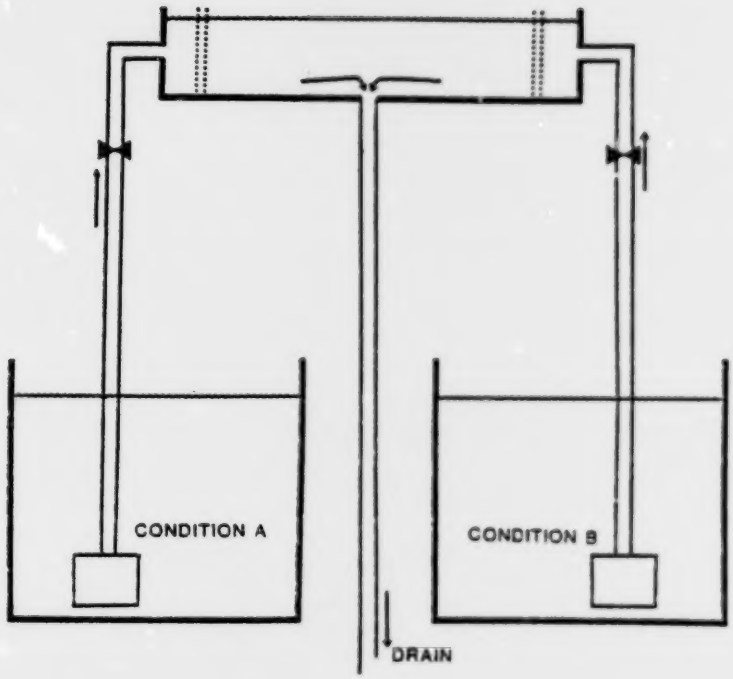


Figure 5 Schéma du système employé pour les tests de préférence.

TABLEAU 2: PROCÉDURE UTILISÉE POUR LA RÉALISATION DES TRAITEMENTS CONTINUS DE 7 JOURS À L'ALUMINIUM

	H_2O INORGANIQUE	H_2O ORGANIQUE
Jour - 2:	**Stabilisation du système**	
	• Mise en circulation de l'eau, maturée 24 heures, avec ajustement de T^0 et pH en continu*	• Idem avec l'eau organique maturée 24 heures*
Jour - 1:	**Acclimatation des poissons**	
	• Ajout des groupes de poissons dans les bacs de test (10/bac)	
	• Préparation et mise en circulation de la solution concentrée d'aluminium (sans passage dans les bacs de test)	• Préparation des concentrations d'eau contaminée à l'aluminium
Jour - 0:	**Début du traitement**	
	• Mise en marche de l'injection d'aluminium dans les aquariums de test	• Pour chaque concentration, changement de l'eau non contaminée par l'eau contaminée
Jour 1à7:	**Traitement à flux continu**	
	• Échantillonnage selon la logistique décrite au tableau 2	

* Les eaux organiques et inorganiques sont préparées chaque jour durant le traitement.

temps de mélange de la solution de ce métal avec l'eau de dilution a été établi à 15 heures pour les traitements dans l'eau inorganique et à 24 heures pour l'eau organique (Campbell et coll., 1982).

Durant chaque test, des observations de mortalité étaient notées quotidiennement en même temps que diverses mesures (température, pH, oxygène dissous et débit d'injection). Afin de suivre le comportement chimique de l'aluminium, on procéda aussi à une série d'analyses chimiques de l'eau de dilution et de l'aluminium selon la logistique décrite plus haut au tableau 1.

Pour tous les bioessais de toxicité létale, on précisa les valeurs de CL50* par duplicata après 168 heures selon la méthode Probit (Stephan, 1977). Les résultats ont été calculés à partir des concentrations moyennes mesurées en aluminium total lors de chaque bioessai.

4.3 Résultats

Les CL50-7 jours sont présentées au tableau 3 pour les deux espèces, selon la condition physico-chimique de traitement; les données détaillées de ces essais biologiques et des analyses chimiques correspondantes sont exposées à l'annexe 1.

Avant d'examiner ces CL50 par espèce, signalons d'abord que les conditions acides utilisées durant 7 jours (pH 4,5 à 4,7 et 5,3 à 5,6), tout en provoquant une accumulation de mucus et des altérations cellulaires au niveau des branchies des deux espèces (Van Coillie et coll., 1983b), ne causaient qu'une faible mortalité chez Salmo salar (10 à 20%: voir annexes 1.1 et 1.2) et aucune chez Salvelinus fontinalis.

De façon générale, le saumon atlantique s'avérait nettement plus sensible en conditions modérément acides que la truite mouchetée. En effet, les valeurs de CL50 pour le premier étaient de 2 à 8 fois inférieures à celles obtenues pour la seconde selon les conditions physico-chimiques de traitement, tel qu'indiqué au récapitulatif 1.

Saumon atlantique

Ce récapitulatif montre que, pour cette espèce, la toxicité de l'aluminium inorganique se révélait plus prononcée dans une eau très douce comparativement à une eau douce à pH 4,6 ou 5,5. De fait, les valeurs de CL50 à pH 4,6 et 5,5 étaient respectivement de 280 et 376 µg/L en eau douce tandis qu'elles descendaient à 100 et 169 µg/L en eau très douce.

On peut aussi constater que la toxicité de l'aluminium inorganique se manifestait de façon plus accentuée à pH 4,6 qu'à pH 5,5 chez le saumon (CL50 à pH 5,5: CL50 à pH 4,6 = 1,3 et 1,7 en eau douce et très douce).

Ajoutons enfin qu'en présence de matière organique, l'action toxique de l'aluminium en conditions acides sur cette espèce semblait réduite (CL50 à pH 4,5-5,6 en eau très douce = 100 et < 650 µg/L respectivement sans et avec matière humique).

Truite mouchetée

La réponse de la truite mouchetée a été quelque peu différente comme on peut le constater au récapitulatif 1. En effet, en conditions inorganiques, la sensibilité des truites

* CL50: Concentrations Létales pour 50% des individus testés (Sprague, 1969).

TABLEAU 3: VALEURS DES CL50 OBTENUES APRÈS 7 JOURS DE TRAITEMENT À L'ALUMINIUM

(Test à flux continu 10°C)

Essai	Conditions de traitement		CL50-7 jours (µg/L) (intervalles de confiance, 95%)	
	pH	Cations majeurs (mg/L en Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}, Na^{+})	Saumon atlantique	Truite mouchetée
1	4,60 ± 0,19	32,6	280 (175-340)	942 (756-1275)
2	4,65 ± 0,21	13,6	100 (73-132)	approx. à 845 (487-966)*
3	5,64 ± 0,18	35,2	376 (326-436)	approx. à 843 (483-7950)*
4	5,30 ± 0,20	17,2	169 (128-203)	480 (429-561)
5	4,54 ± 0,21	8,9 (matière humique, 10 mg/L)	< 650	946 (629-1002)
6	5,59 ± 0,26	11,3 (matière humique, 10 mg/L)	--	> 5290

N.B.: Les résultats bruts de ces bioessais sont retrouvés à l'Annexe I.

* Valeur approximative de la CL50 avec écart des mortalités entre parenthèses (0-100%).

RÉCAPITULATIF I

TOXICITÉ LÉTALE DE L'ALUMINIUM

pH	Type d'eau à 10°C	CL50* Saumon	CL50* Truite	CL50 Truite / CL50 Saumon
	INORGANIQUE			
4,6	Douce	280	942	3,4X
	Très douce	100	845	8,4X
	CL50 Al Eau douce / CL50 Al Eau très douce	2,8X	1,1X	-
5,5	Douce	376	843	2,2X
	Très douce	169	480	2,8X
	CL50 Al Eau douce / CL50 Al Eau très douce	2,2X	1,8X	-
	ORGANIQUE			
4,5	Très douce	<650	946	>1,5X
5,6	Très douce	-	>5290	-

* CL50 - 7 jours en µg Al/L.

à l'aluminium n'était que relativement peu accrue dans une eau très douce versus une eau douce à pH 4,6 (les CL50 se situaient à 845 et 942 µg/L). Toutefois, à pH 5,5, elle apparaissait nettement plus évidente en eau très douce (CL50 = 480 µg/L) par rapport à une eau douce (CL50 = 843 µg/L).

Par ailleurs, l'action toxique de l'aluminium chez la truite devenait plus importante à pH 5,5 qu'à pH 4,6 en eau inorganique très douce (CL50 à pH 5,5: CL50 à pH 4,6 = 0,6) tandis qu'elle restait relativement analogue à ces deux pH en eau inorganique douce (CL50 à pH 5,5: CL50 à pH 4,6 = 0,9).

L'ajout de matière humique à l'eau n'a guère influencé la toxicité de l'aluminium chez la truite à pH 4,6 puisque la CL50 demeurait autour de 940 µg/L en eau très douce. Mais, à pH 5,5, elle était alors considérablement diminuée (CL50 > 5290 µg/L) par rapport à CL50 = 480 µg/L sans matière humique.

5. ÉTUDE DU COMPORTEMENT DE DÉTECTION

5.1 Contexte

Le poisson possède une série de récepteurs nerveux (olfactifs, gustatifs et autres chimiosensoriels) qui lui permettent de détecter un facteur non favorable et de déclencher ensuite des réactions motrices (fuite, toux, etc.).

Des réactions de ce type peuvent-elles se manifester vis-à-vis de l'aluminium en conditions acides, notamment lors d'événements critiques comme le dégel printanier où la mobilisation de l'aluminium et l'apport d'acidité sont très importants (Schofield et Trojnard, 1980; SNSF, 1980)?

5.2 Protocole

a) Détection de l'aluminium dans des eaux de ruissellement

La simulation du ruissellement a été réalisée à l'aide du montage décrit à la section 3.4b et à la figure 4. On utilisait une eau d'écoulement représentative d'une eau oligotrophe (inorganique ou organique très douce à pH 6,7) et on injectait ensuite une solution acide d'aluminium dans la zone cible; la concentration du métal déversé était ajustée de façon à obtenir une teneur résultante prédéterminée d'aluminium dans la zone contaminée.

Pour chaque test, un groupe de 10 poissons d'âge 2^+ était choisi au hasard et placé dans le système expérimental. On appliquait par la suite la procédure suivante:

- Pré-adaptation de 15 minutes, durant laquelle les poissons se familiarisent aux parois et au passage entre les deux zones;
- Délai d'accoutumance de 30 minutes pendant lequel on vérifie le degré d'activité du groupe en fonction du phénomène d'injection; durant cette période, l'eau injectée correspond à l'eau d'écoulement;
- Période-contrôle de 15 minutes lors de laquelle l'eau de ruissellement est remplacée par une eau acide;
- Période-réponse de 30 minutes où l'aluminium est présent dans l'eau acide de ruissellement; cette dernière étape peut se subdiviser en deux parties afin de comparer la réaction du groupe durant les 15 premières minutes avec celle des 15 minutes suivantes.

Pendant les périodes de contrôle et de réponse, le nombre d'organismes dans la zone-cible était noté toutes les quinze secondes.

b) Détection de l'aluminium dans des conditions critiques

On présente à la section 3.4c et à la figure 5 le montage utilisé pour la réalisation de cette activité. Un groupe de 5 poissons d'âge 2^+ choisis au hasard étaient soumis à deux conditions physico-chimiques différentes et tendait à adopter la condition la moins critique. Chaque test était divisé en cinq étapes:

- pré-adaptation de 15 minutes;
- délai d'accoutumance de 20 minutes;
- période-contrôle de 10 minutes pendant laquelle circule une eau inorganique très douce à pH 6,7;
- période exploratoire de 10 minutes pour connaître la réaction des poissons vis-à-vis des conditions acides critiques sans ou avec matière humique;
- période-réponse de 10 minutes où, en plus des conditions acides critiques pré-injectées, les poissons se trouvent en présence de concentrations critiques d'aluminium.

Durant les trente minutes du test, le nombre d'organismes présents dans une des deux zones du système était enregistré toutes les quinze secondes; cette zone était celle où il y avait les conditions qu'on estimait les plus critiques.

c) Analyse statistique des résultats

Pour les deux bioessais prédécrits, les données enregistrées ont été traitées par informatique avec un ordinateur "Cyber 171" de la compagnie "Multiple Access"; on se servit à cette fin du logiciel SPSS (Statistical Package for Social Sciences). Après chaque test, on précisa les valeurs statistiques suivantes: moyenne (en pourcentage) des individus dans la zone de relevés, écart-type par rapport à cette moyenne et coefficient de variation pour chacune des périodes ci-après:

Bioessai 1

0-15: Période-contrôle de 15 minutes

15-30: Période-réponse durant les 15 premières minutes

30-45: Période-réponse les 15 minutes suivantes

Bioessai 2

0-10: Période-contrôle de 10 minutes

10-20: Période exploratoire de 10 minutes

20-30: Période-réponse de 10 minutes

Pour les comparaisons statistiques entre chacune des périodes, on utilisa le test de Mann-Whitney (Zar, 1974). Celui-ci permet d'établir s'il y a une différence significative dans les déplacements des groupes entre les périodes de contrôle et de réponse. Il équivaut à un test de "t" en système non paramétrique et possède le grand avantage de ne pas exiger la normalité des données. L'interprétation se fait de la même façon qu'avec le test "t", soit avec un niveau de probabilité de 0,05 (95%).

Par la suite, les pourcentages moyens des individus présents dans la zone de relevés étaient utilisés en vue d'illustrer les tendances pour chaque série de bioessai. D'une part, après l'étude de détection de l'aluminium en ruissellement, on calculait le pourcentage de fuite et rejet lors des deux périodes-réponse (15-30 et 30-45) par rapport à la période-contrôle (0-15) et on le présentait graphiquement en fonction de la concentration d'aluminium injectée; dans ces figures, on indiquait l'étendue de dispersion des triplicata (minimum et maximum) par rapport à la moyenne. D'autre part, après l'étude de détection de l'aluminium dans des conditions critiques, la valeur moyenne obtenue lors de chaque expérience était représentée sous forme d'histogramme pour chacune des trois périodes de test, ce qui permettait de visualiser la condition physico-chimique préférée.

5.3 Résultats

a) Tests de réaction de fuite

Suite à des disponibilités limitées en poissons, l'étude du comportement de détection de l'aluminium en ruissellement a été réalisée seulement avec des truites mouchetées d'âge 2^+. Quatre conditions physico-chimiques d'injection ont alors été choisies:

H_2O inorganique très douce, pH 4,5, série 1
H_2O inorganique très douce, pH 5,5, série 2
H_2O organique très douce, pH 4,5, série 3
H_2O organique très douce, pH 5,5, série 4

A chaque série, la réaction de fuite et rejet a été mesurée en triplicata à 10°C vis-à-vis de l'eau acide non contaminée (0 µg/L, Al) d'abord et ensuite vis-à-vis de trois concentrations différentes de l'aluminium dans cette eau. Pour tous ces tests, on acclimatait les groupes de truite mouchetée à l'eau d'écoulement (eau très douce à pH 6,7) au moins 72 heures avant utilisation. Soulignons ici que l'eau acide injectée se diluait dans celle d'écoulement au sein de la zone-cible; ainsi, à pH 4,5, le pH résultant de la zone contaminée se retrouvait à 5,6 et, à pH 5,5, il augmentait à 5,9 (voir annexe II.1).

Les résultats statistiques de cette étude, de même que les observations initiales, sont exposés par série en annexe II. On présente, au tableau 4 et à la figure 6, un synopsis des résultats statistiques et, à la figure 7, une comparaison des pourcentages de rejets pour les différentes conditions expérimentées du ruissellement de l'aluminium.

Mentionnons d'abord que l'injection de l'eau acide n'a pas semblé affecter le comportement des truites. En effet, le pourcentage moyen d'individus dans la zone-cible pendant la période-contrôle (0-15) se situait à 61,5% et variait de 56,8% à 68,6% indépendamment du pH et de la qualité d'eau injectée (voir tableau 4; 0-15). De plus, la prolongation du ruissellement des eaux acides non contaminées durant 45 minutes (voir tableau 4; 0 µg/L) ne semblait également guère influencer les poissons (pourcentage moyen de 61,7% avec une variation de 58,5% à 63,7%).

L'injection de l'aluminium en conditions acides a, par contre, donné lieu à plusieurs réactions de rejet, tel qu'énoncé ci-après.

- Série 1: Eau inorganique et pH 5,6

L'aluminium contenu dans une eau inorganique à pH 5,6 était détecté significativement à 100 µg/L par la truite mouchetée (annexes II.9 et II.10). La réaction de rejet semblait s'intensifier avec la prolongation de la période-réponse (annexe II-29); en effet, durant la première période d'injection (annexe II.9 période 15-30), le pourcentage moyen d'individus dans la zone contaminée par 100 et 120 µg

TABLEAU 4: COMPARAISON DES POURCENTAGES MOYENS D'INDIVIDUS DANS LA ZONE CONTAMINÉE DURANT LES PÉRIODES CONTRÔLE ET REPONSE

Conditions de ruissellement	Al injecté (µg/L)		Pourcentages moyens			
			Période 0-15 (Contrôle)	Période 15-30 (Réponse)	Période 30-45 (Réponse)	Périodes 15-30 et 35-45 (Réponse)
Eau inorganique pH 5,6	0		64,7	64,3	62,7	63,5
	60		64,3	62,1	66,3	64,2
	100		58,4	51,9	40,2	46,0
	120		58,9	50,3	38,4	44,3
		Moyenne:	61,6			
Eau inorganique pH 5,9	0		64,8	64,3	63,7	64,0
	90		67,9	65,9	68,1	67,0
	140		68,6	60,4	56,8	58,6
	250		60,2	48,4	45,8	47,1
		Moyenne:	64,5			
Eau organique pH 5,6	0		59,9	61,3	58,6	59,9
	250		59,3	66,4	59,1	62,7
	350		62,8	61,0	55,9	58,4
	650		61,9	43,8	34,9	39,3
		Moyenne:	61,0			
Eau organique pH 5,9	0		60,2	60,5	58,5	59,5
	550		56,8	58,8	59,4	59,1
	1100		60,8	55,5	53,5	54,5
	1500		57,9	28,2	31,9	30,0
		Moyenne:	58,9			
		Moyenne globale:	61,5			

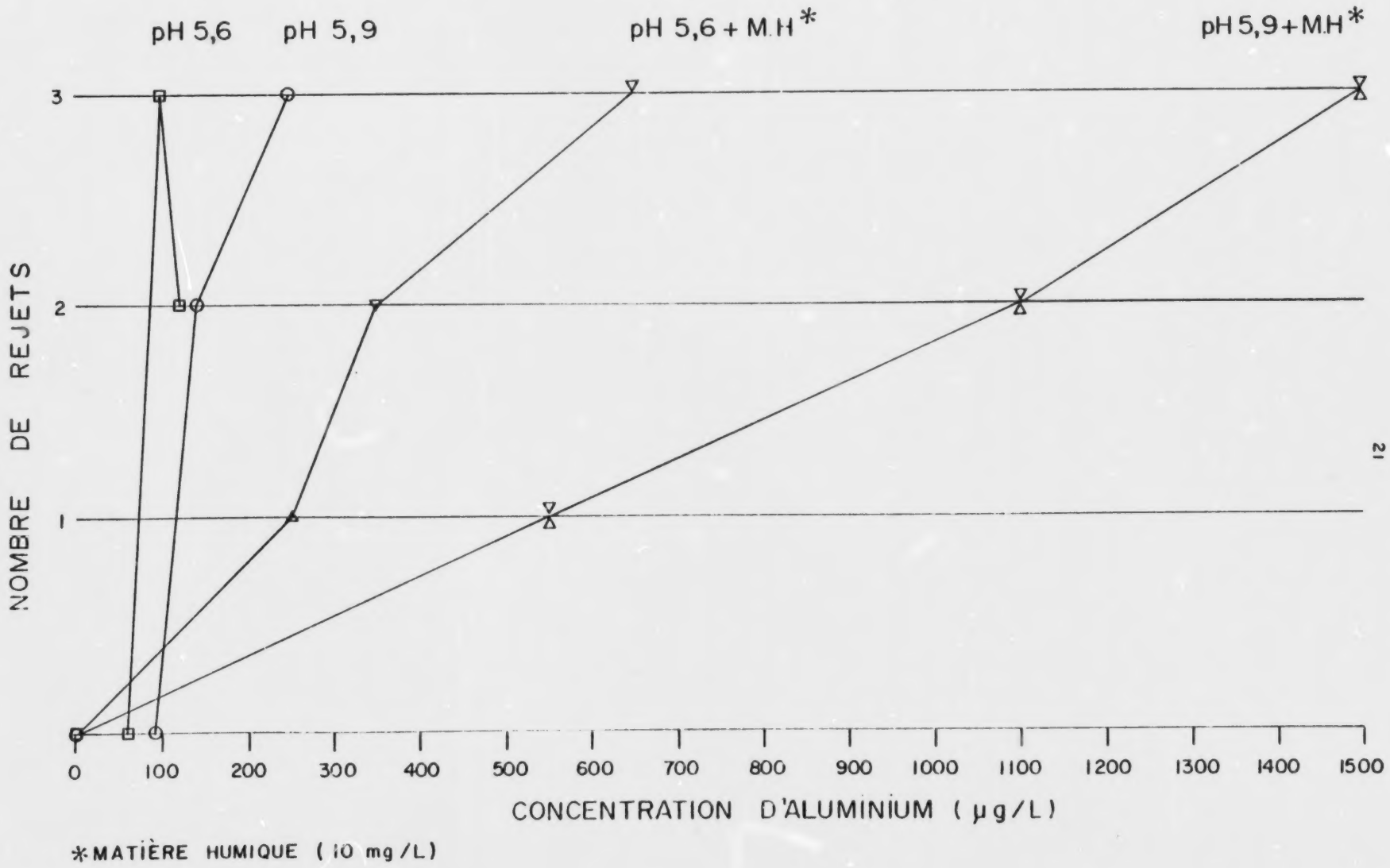


Figure 6 Nombre de rejets significatifs par triplicata expérimental en relation avec les conditions de ruissellement de l'aluminium.

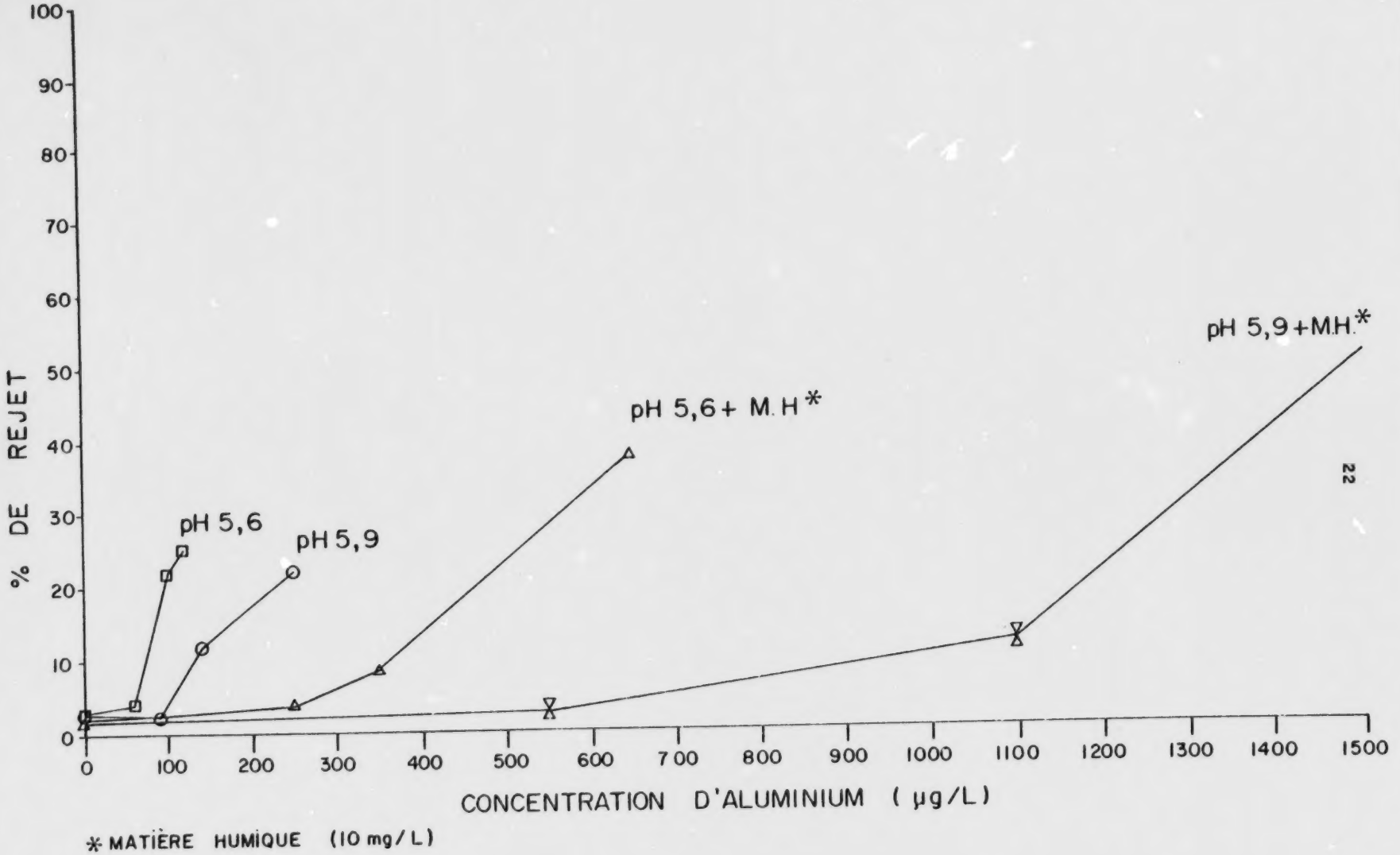


Figure 7 Comparaison des rejets par la truite mouchetée 2+ de la zone associée de ruissellement de l'aluminium.

Al/L demeurait assez souvent supérieur à 50% et s'y retrouvait ensuite inférieur à 50% (sauf pour 1 cas) durant la deuxième période (30-45).

- Série 2: Eau inorganique et pH 5,9

A pH 5,9, la détection de l'aluminium par la truite mouchetée s'avérait significative à 140 µg Al/L (annexes II.15 et II.16). Une diminution du pourcentage moyen d'individus sous 50% dans la zone contaminée ne survenait toutefois que lors du traitement avec 250 µg Al/L. L'annexe II.30 permet de constater qu'à ce pH, la réaction de rejet demeurait relativement faible malgré la prolongation de la période d'injection.

- Série 3: Eau organique et pH 5,6

En présence de matière humique (10 mg/L), la détection de l'aluminium par la truite mouchetée se produisait à 350 µg Al/L à pH 5,6 (annexes II.21 et II.22). A 650 µg Al/L, la réaction de rejet, quoique variable, apparaissait plus importante à la période 2 qu'à la période 1 de réponse (voir annexe II.31).

- Série 4: Eau organique et pH 5,9

À pH 5,9, l'aluminium contenu dans une eau organique (10 mg/L en matière humique) n'était guère significativement détecté par les truites mouchetées avant 1100 µg/L (annexes II.27 et II.28). A 1500 µg Al/L, la réaction des truites était sans équivoque; il y avait une diminution importante du pourcentage moyen d'individus sous 50% dans la zone contaminée et, telle qu'illustrée à l'annexe II-32, la réaction de rejet se manifestait à la période 1 (15-30) puis se prolongeait à la période 2 (30-45) d'injection.

En comparant les résultats de l'étude de détection de l'aluminium en ruissellement par la truite mouchetée (tableau 4), on constate que la réaction de rejet de l'aluminium à pH 5,6 semblait s'accentuer avec le prolongement de la période d'injection puisque le pourcentage moyen d'individus présents dans la zone contaminée était nettement réduit à 30-45 minutes par rapport à 15-30 minutes lors d'un rejet. A pH 5,9, par contre, l'aluminium était plus rapidement détecté au début de l'injection (intervalle 15-30) et la réaction de rejet restait ensuite relativement similaire (intervalle 30-45). On remarque aussi que l'écart entre les concentrations d'aluminium occasionnant indifférence et rejet était faible dans une eau inorganique comparativement à celui prévalant dans une eau organique. Ceci est également illustré à la figure 6 qui indique que le nombre de rejets significatifs observés par triplicata augmentait plus rapidement avec la teneur en aluminium dans l'eau inorganique que dans l'eau organique. En outre, la comparaison des pourcentages moyens de rejet par triplicata pour toute la période d'injection (figure 7) montre que la réaction de rejet de l'aluminium par les truites mouchetées était fortement amoindrie par la présence de matière humique; par contre, elle s'accentuait avec un pH plus acide.

Des valeurs de toxicité sous-létale de l'aluminium en conditions modérément acides peuvent être précisées à partir des résultats obtenus lors de l'étude de détection et de rejet de ce métal par les truites mouchetées. A cette fin, on a d'abord considéré les concentrations d'aluminium auxquelles les réactions de rejet par ces truites devenaient significatives (voir annexes II.10, II.16, II.22 et II.28). On a également cherché à déterminer les teneurs d'aluminium qui induisaient 50% de rejet par ces poissons afin d'établir des CE50 (Concentrations Efficaces pour provoquer 50% d'un effet) à l'échelle sous-létale en vue de comparer ces valeurs avec les CL50 d'aluminium définies pour les truites mouchetées à l'échelle létale (voir 4.3). Mais, les résultats acquis ne permettaient une évaluation précise de la CE50 que dans le cas de l'aluminium à pH 5,9 en

présence de matière humique (voir figure 7); dans les autres cas, il fallait faire des extrapolations dont la validité était discutable. Compte tenu de cette situation et de l'étendue des résultats obtenus, on a finalement évalué des CE20 et CE25. Ces valeurs et celles fournies par les deux approches précédentes sont présentées au récapitulatif 2.

Les données de ce récapitulatif explicitent que la toxicité sous-létale de l'aluminium chez la truite mouchetée en eau très douce s'avère:

- plus prononcée à pH 5,6 qu'à pH 5,9;
- très atténuée en présence de matière organique (non seulement les CE mais aussi les écarts de CE entre les 2 pH précités sont alors plus élevés);
- significative à partir d'une concentration de 100 µg Al/L à pH 5,6 en milieu inorganique.

Remarque: les diverses teneurs précitées d'aluminium équivalaient à celles qu'on avait prédéterminées pour la zone-cible expérimentale en ajustant à cette fin les concentrations de ce métal dans les débits d'injection (voir annexe II). Lors de l'expérimentation, on s'était assuré qu'il y avait une assez bonne concordance entre ces teneurs prédéterminées et celles vraiment présentes et mesurées dans la zone-cible (annexes II.9, II.15, II.21 et II.27).

b) Tests de préférence

En vue de mieux différencier la sensibilité des poissons à l'acidité et leur sensibilité à l'aluminium, des tests de préférence ont été faits vis-à-vis de certaines conditions acides et de certaines concentrations d'aluminium. Mentionnons aussi que le saumon atlantique étant plus sensible que la truite mouchetée aux pH acides (Daye, 1981; Van Coillie et coll., 1983) et à l'aluminium (voir 4.3), une étude de détection des conditions critiques d'acidité et d'aluminium apparaissait plus appropriée avec Salmo salar qu'avec Salvelinus fontinalis. Ce motif nous a d'ailleurs amenés à réserver et utiliser le stock limité de saumons 2+ en notre possession pour des tests de préférence plutôt que pour des tests de détection avec réaction de fuite. Ajoutons ici que, suite à des contraintes financières, des tests de préférence ne purent être faits avec des truites mouchetées.

Les conditions critiques suivantes ont été expérimentées par groupe de deux (grâce à un double système d'injection représenté à la figure 5) lors des tests de préférence avec des saumons d'âge 2+:

	Zone 1		Zone 2
• Série pH sans M.H.*: (eau très douce à 10°C)	pH 5,5	et	pH 4,5
:	pH 5,5	et	pH 4,5
	+		+
	300 µg Al/L		150 µg Al/L
• Série pH avec M.H.*: (eau très douce à 10°C)	pH 5,5	et	pH 4,5
	+		+
:	M.H.		M.H.
	pH 5,5		pH 4,5
	+	et	+
	M.H.		M.H.
	+		+
	2000 µg Al/L		750 µg Al/L

* M.H. = Matière humique (10 mg/l)

RÉCAPITULATIF 2

TOXICITÉ SOUS-LÉTALE DE L'ALUMINIUM

pH	Type d'eau à 10°C	Concentration* causant un début d'effet significatif chez la truite	CE20* Truite	CE25* Truite	CE50* Truite
(1) 5,6	Inorganique très douce	100	90	120	> 120
(2) 5,9	Idem	140	230	> 250	> 250
(2) : (1)		1,4X	2,5X	-	-
(3) 5,6	Organique très douce	350	460	510	> 510
(4) 5,9	Idem	1100	1180	1220	1500
(4) : (3)		3,1X	2,6X	2,4X	-

* CE - 30 minutes en µg Al/L.

	Zone 1	Zone 2
• Série M.H.* et pH 5,5 (eau très douce à 10°C) :	pH 5,5 et	pH 5,5 + M.H.
	pH 5,5 + 300 µg Al/L	pH 5,5 + et M.H. + 2000 µg Al/L
• Série M.H.* et pH 4,5 (eau très douce à 10°C) :	pH 4,5 et	pH 4,5 + M.H.
	pH 4,5 + 150 µg Al/L	pH 4,5 + et M.H. + 750 µg Al/L

*M.H. = Matière Humique (10 mg/L)

Le choix des concentrations critiques d'aluminium a été fait en fonction des CL50 de ce métal pour le saumon à pH 4,5 - 4,6 et 5,5 en eau très douce à 10°C (voir 4.3).

Pour chaque série, après la période-contrôle en eau inorganique très douce à pH 6,7 (0-10 minutes), on mesurait la réaction de préférence des saumons 2^+ (pourcentage d'individus dans la zone 1 du système) par rapport à deux conditions sans aluminium d'abord (10-20 minutes) et avec aluminium ensuite (20-30 minutes). Ces tests étaient effectués en triplicata avec des saumons qui avaient été acclimatés au préalable à l'eau inorganique très douce à pH 6,7.

Les résultats de ces tests sont exposés aux figures 8 à 10 et aux tableaux 5 à 7. Ils sont intégrés dans le récapitulatif 3.

De façon générale, il ressort que la détection de conditions critiques par le saumon 2^+ durant 10 minutes à 10°C lors de tests de préférence était relativement faible, voir non apparente, pour des différences de pH entre 4,5 et 5,5 avec et/ou sans matière organique tandis qu'elle s'avérait très évidente (sauf dans un cas) pour des différences de concentrations d'aluminium à ces pH avec ou sans matière organique.

Bref, ceci soutient que le saumon atlantique est plus sensible à court terme à l'aluminium qu'à l'acidité.

6. SPÉCIATION DE L'ALUMINIUM

6.1 Contexte

Tel qu'explicité aux sections 4.3 et 5.3, la toxicité de l'aluminium pour les salmonidés dépend des conditions physico-chimiques ambiantes (pH, matière organique et dureté). Ces dernières déterminent, parmi les différentes formes chimiques de ce métal, celles qui prédominent et qui occasionnent des degrés très inégaux de toxicité comme l'ont indiqué les données de Driscoll et coll. (1980), Schofield et Trojnar (1980), Harvey et coll. (1981) et Baker (1982). Il est dès lors apparu opportun de préciser sous quelles formes chimiques se trouvait l'aluminium lors des bioessais toxicologiques effectués avec la truite mouchetée et le saumon atlantique.

6.2 Protocole

L'approche adoptée pour préciser la spéciation de l'aluminium contenu dans les eaux des bioessais s'est faite selon une méthodologie mise au point par Campbell et coll. (1982). Elle implique les étapes schématisées dans la figure 11, soit la

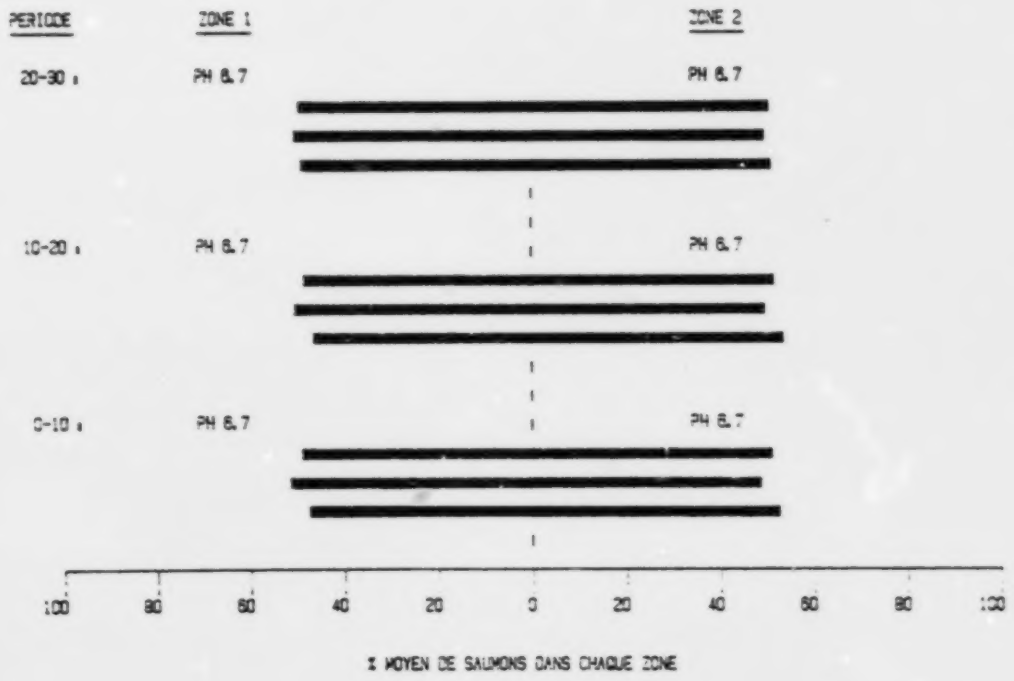
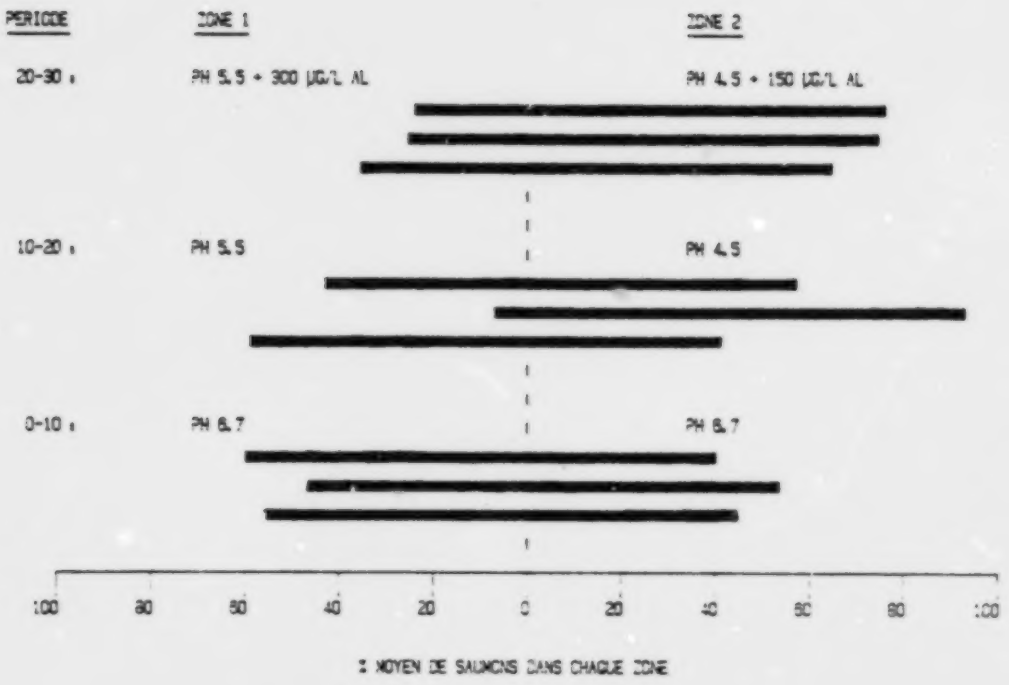


Figure 8 Illustration des poucentages moyens d'individus dans chaque zone lors de l'étude de détection de conditions critiques d'aluminium pour le saumon atlantique 2+: TEMOINS.



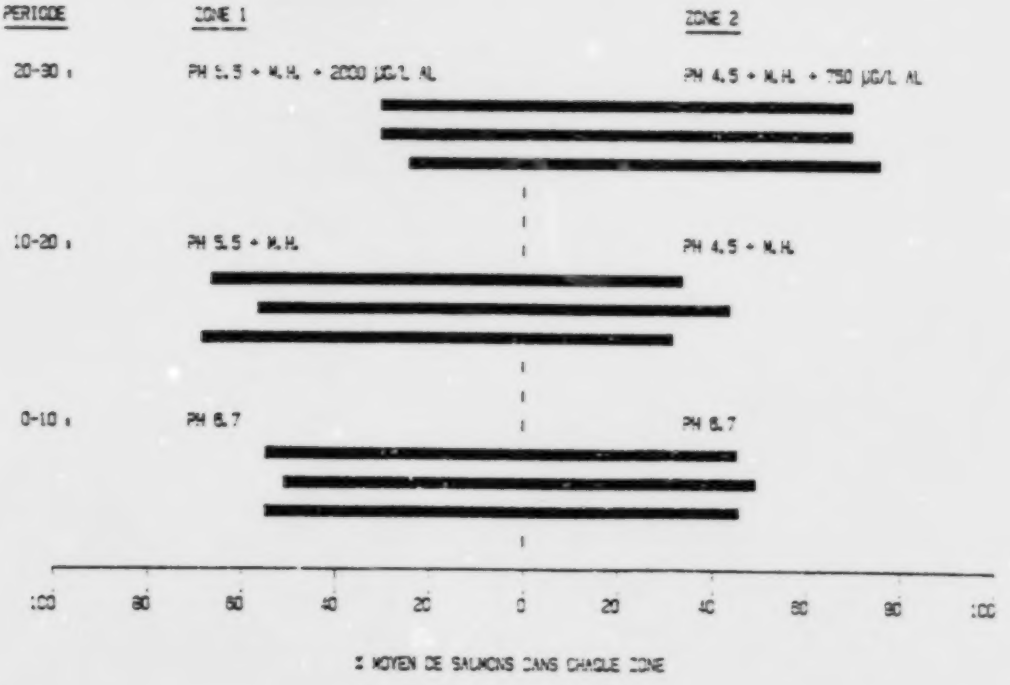
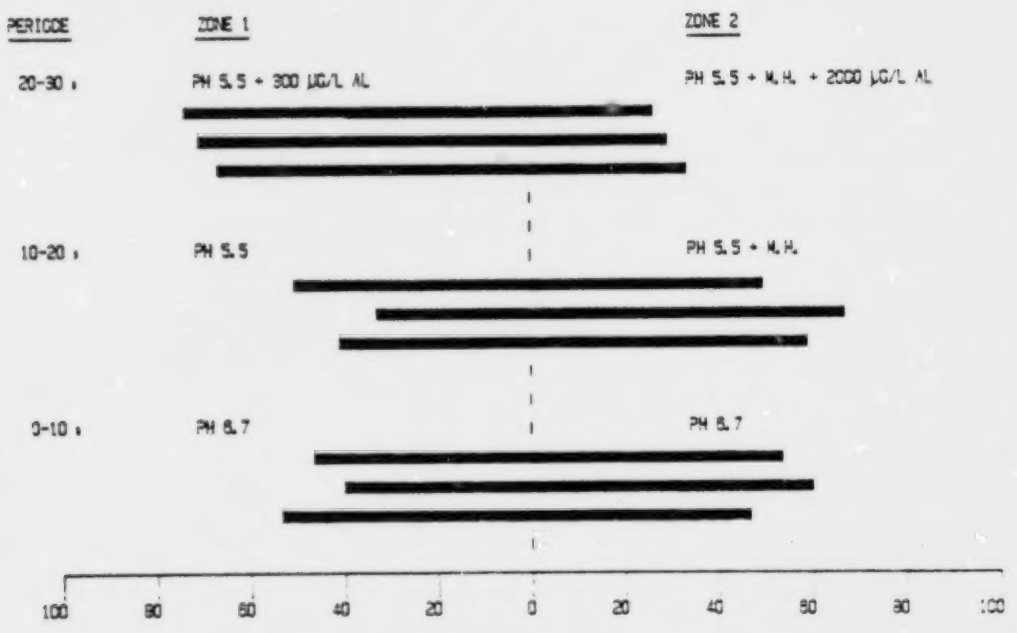


Figure 9 Illustration des pourcentages moyens d'individus dans chaque zone lors de l'étude de détection de conditions critiques d'aluminium par le saumon atlantique 2+: EFFET LIE AU pH.



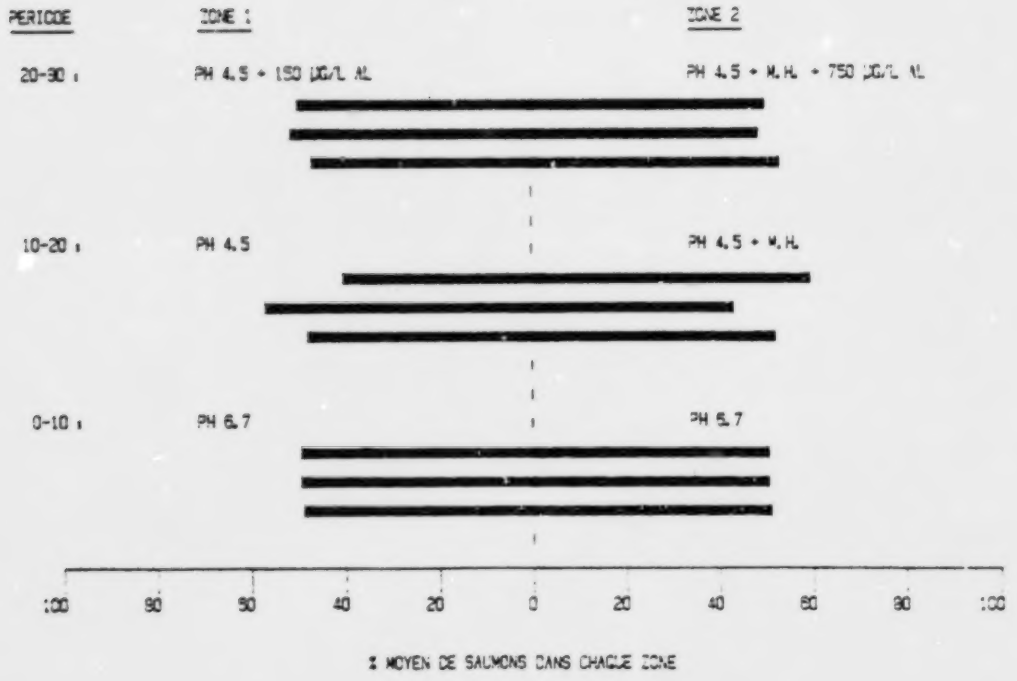


Figure 10 Illustration des pourcentages moyens d'individus dans chaque zone lors de l'étude de détection de conditions critiques d'aluminium par le saumon atlantique 2+: EFFET LIE A LA MATIERE ORGANIQUE.

TABLEAU 5: STATISTIQUE DESCRIPTIVE ET TESTS DE MANN-WHITNEY RÉALISÉS POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DE CONDITIONS CRITIQUES D'ALUMINIUM PAR LE SAUMON ATLANTIQUE 2+:

Témoins

Solution injectée			ZONE 1					
Zone 1	Zone 2	Période (min)	% moyen	écart type	% minimum	% maximum	% C.V.	Comparaison des zones
pH 6,7	pH 6,7	0-10	47,5	20,6	0	80	43,4	
pH 6,7	pH 6,7	10-20	46,5	28,4	0	80	61,1	
pH 6,7	pH 6,7	20-30	49,0	30,0	0	80	61,3	
pH 6,7	pH 6,7	0-10	51,5	16,3	20	80	31,6	
pH 6,7	pH 6,7	10-20	50,5	20,7	0	80	41,1	
pH 6,7	pH 6,7	20-30	48,5	18,6	20	100	38,4	
pH 6,7	pH 6,7	0-10	50,5	21,2	0	100	42,0	
pH 6,7	pH 6,7	10-20	50,5	24,4	0	100	48,3	
pH 6,7	pH 6,7	20-30	49,5	23,5	0	100	47,5	

* * Différence significative à 95%.

TABLEAU 6: STATISTIQUE DESCRIPTIVE ET TESTS DE MANN-WHITNEY RÉALISÉS POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DE CONDITIONS CRITIQUES D'ALUMINIUM PAR LE SAUMON ATLANTIQUE 2^+:
Effet lié au pH

Solution injectée		Période	ZONE 1					Comparaison
Zone 1	Zone 2	(min)	% moyen	écart type	% minimum	% maximum	% C.V.	des zones
pH 6,7	pH 6,7	0-10	55,5	22,4	0	100	40,4	
pH 5,5	pH 4,5	10-20	59,0	21,7	20	100	36,8	* *
pH 5,5 +300 µg Al/L	pH 4,5 +150 µg Al/L	20-30	35,5	27,4	0	100	77,1	* *
pH 6,7	pH 6,7	0-10	46,5	23,3	0	80	50,0	
pH 5,5	pH 4,5	10-20	7,0	14,7	0	60	210,2	* *
pH 5,5 +300 µg Al/L	pH 4,5 +150 µg Al/L	20-30	25,5	21,7	0	80	85.2	* *
pH 6,7	pH 6,7	0-10	60,0	25,6	0	100	42,7	* *
pH 5,5	pH 4,5	10-20	43,0	23,3	0	100	54,3	* *
pH 5,5 +300 µg Al/L	pH 4,5 +150 µg Al/L	20-30	24,0	20,8	0	80	86,9	* *
pH 6,7	pH 6,7	0-10	55,0	18,0	20	100	32,7	
pH 5,5+M.H.*	pH 4,5+M.H.	10-20	68,5	21,2	0	100	30,9	* *
pH 5,5+M.H. +2000 µg Al/L	pH 4,5+M.H. +750 µg Al/L	20-30	24,5	24,2	0	80	98,7	* *
pH 6,7	pH 6,7	0-10	51,0	25,2	0	100	48,9	
pH 5,5+M.H.	pH 4,5+M.H.	10-20	56,5	19,7	20	100	34,8	* *
pH 5,5+M.H. +2000 µg Al/L	pH 4,5+M.H. +750 µg Al/L	20-30	30,5	23,5	0	80	77,1	* *
pH 6,7	pH 6,7	0-10	55,0	22,4	0	100	40,4	
pH 5,5+M.H.	pH 4,5+M.H.	10-20	66,5	20,9	20	100	31,5	* *
pH 5,5+M.H. +2000 µg Al/L	pH 4,5+M.H. +750 µg Al/L	20-30	30,5	25,6	0	80	84,0	* *

* M.H. = Matière humique (10 mg/L).

* * Différence significative à 95%.

TABLEAU 7: STATISTIQUE DESCRIPTIVE ET TESTS DE MANN-WHITNEY RÉALISÉS POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DE CONDITIONS CRITIQUES D'ALUMINIUM PAR LE SAUMON ATLANTIQUE 2+:
Effet lié à la matière organique

Solution injectée			ZONE 1					
Zone 1	Zone 2	Période (min)	% moyen	écart type	% minimum	% maximum	% C.V.	Comparaison des zones
pH 6,7	pH 6,7	0-10	53,4	20,9	20	100	45,0	
pH 5,5	pH 5,5+M.H.*	10-20	41,0	20,7	0	80	35,1	* *
pH 5,5 +300 µg Al/L	pH 5,5+M.H. +2000 µg Al/L	20-30	66,5	22,8	0	100	68,1	* *
pH 6,7	pH 6,7	0-10	40,0	21,7	0	80	36,2	* *
pH 5,5	pH 5,5+M.H.	10-20	33,0	19,5	0	80	29,1	* *
pH 5,5 +300 µg Al/L	pH 5,5+M.H. +2000 µg Al/L	20-30	70,5	26,0	20	100	88,2	* *
pH 6,7	pH 6,7	0-10	46,5	23,3	0	100	43,5	
pH 5,5	pH 5,5+M.H.	10-20	50,5	21,7	0	100	43,9	
pH 5,5 +300 µg Al/L	pH 5,5+M.H. +2000 µg Al/L	20-30	73,5	22,4	20	100	84,4	* *
pH 6,7	pH 6,7	0-10	49,0	26,8	0	100	54,6	
pH 4,5	pH 4,5+M.H.	10-20	48,0	18,0	20	100	37,5	
pH 4,5 +150 µg Al/L	pH 4,5+M.H. +750 µg Al/L	20-30	47,0	23,3	0	80	49,6	
pH 6,7	pH 6,7	0-10	49,5	23,1	20	100	46,6	
pH 4,5	pH 4,5+M.H.	10-20	57,0	20,0	20	100	35,1	* *
pH 4,5 +150 µg Al/L	pH 4,5+M.H. +750 µg Al/L	20-30	51,5	28,2	0	100	54,8	
pH 6,7	pH 6,7	0-10	49,5	18,1	20	80	36,6	
pH 4,5	pH 4,5+M.H.	10-20	40,5	19,5	0	80	48,1	* *
pH 4,5 +150 µg Al/L	pH 4,5+M.H. +750 µg Al/L	20-30	50,0	20,8	20	100	41,5	

* M.H. = Matière humique (10 mg/L).

* * Différence significative à 95%.

RÉCAPUTILATIF 3

CHOIX DES POISSONS DANS CERTAINES CONDITIONS

Conditions critiques expérimentées à 10°C		Période (minutes)	Pourcentage moyen d'individus dans la zone 1	Préférence
Zone 1	Zone 2		(par triplicata)	
Témoins pH 6,7 (Triple triplicata)	Témoins pH 6,7 (Triple triplicata)	(0-30)	50% 49% 49% ↓ 49%	
Contrôle pH 6,7	Contrôle pH 6,7	(0-10)	54%	-
pH 5,5	pH 4,5	(10-20)	36%	
			N.B.: Dans ce triplicata, les résultats du second test s'avéraient très discordants avec l'ensemble des résultats de toute l'expérimentation, ce qui nous a amenés à ne pas les considérer et à corriger le pourcentage moyen qui devient alors: 51%	non apparente
pH 5,5 + 300 µg Al/L	pH 4,5 + 150 µg Al/L	(20-30)	28%	très négative pour 300 µg Al/L à pH 5,5

RÉCAPUTILATIF 3 (suite)

CHOIX DES POISSONS DANS CERTAINES CONDITIONS

Conditions critiques expérimentées à 10°C		Période (minutes)	Pourcentage moyen d'individus dans la zone 1 (par triplicata)	Préférence
Zone 1	Zone 2			
Contrôle pH 6,7	Contrôle pH 6,7	(0-10)	54%	-
pH 5,5 + M.H.*	pH 4,5 + M.H.*	(10-20)	64%	négative pour pH 4,5 + M.H.*
pH 5,5 + M.H.* + 2000 µg Al/L	pH 4,5 + M.H.* + 750 µg Al/L	(20-30)	28%	très négative pour 2000 µg Al/L avec M.H.* à pH 5,5
Contrôle pH 6,7	Contrôle pH 6,7	(0-10)	47%	-
pH 5,5 + -	pH 5,5 + M.H.*	(10-20)	41%	négative pour pH 5,5 sans M.H.*
pH 5,5 + -	pH 5,5 + M.H.*	(20-30)	70%	très négative pour 2000 µg Al/L avec M.H.* à pH 5,5
300 µg Al/L	2000 µg Al/L			

RÉCAPUTILATIF 3 (fin)

CHOIX DES POISSONS DANS CERTAINES CONDITIONS

Conditions critiques expérimentées à 10°C		Période (minutes)	Pourcentage moyen d'individus dans la zone 1	Préférence
Zone 1	Zone 2		(par triplicata)	
Contrôle pH 6,7	Contrôle pH 6,7	(0-10)	49%	-
pH 4,5 + -	pH 4,5 + M.H.*	(10-20)	48%	non apparente
pH 4,5 + - + 150 µg Al/L	pH 4,5 + M.H.* + 750 µg Al/L	(20-30)	49%	non apparente

*M.H. Matière humique (10 mg/L).

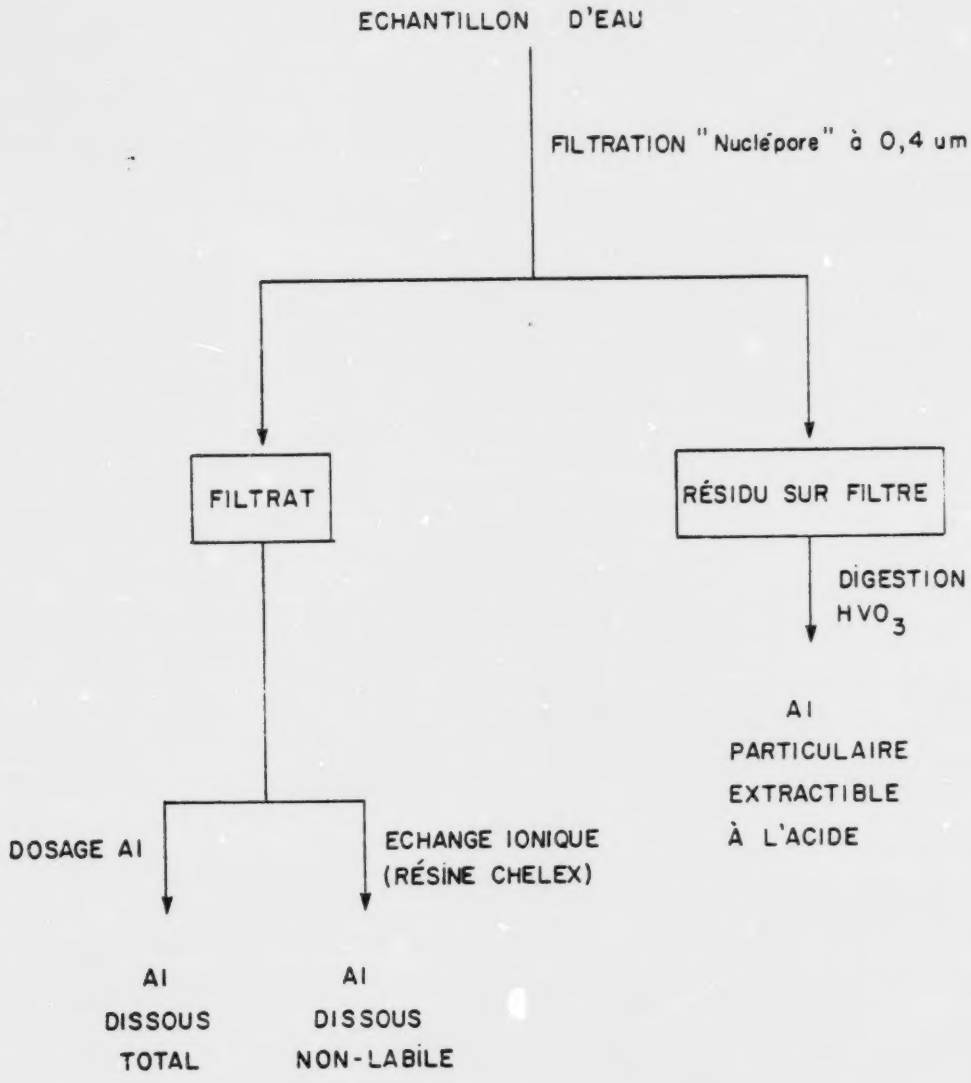


Figure 11 Schéma analytique employé pour déterminer la spéciation de l'aluminium dans les échantillons d'eau des bioessais.

séparer les formes particulaires, l'échange ionique pour capter l'aluminium labile et le dosage de l'aluminium dans les différentes fractions. Les étapes précédentes ont été effectuées avec des échantillons prélevés moins de 24 heures auparavant et gardés à 4°C et à l'obscurité.

La première étape du processus est la filtration sur des membranes "Nuclépore" de porosité de 0,4 µm. Le système filtration est d'abord nettoyé avec de l'acide nitrique dilué puis rincé à l'eau ultra-pure pour enlever les contaminations d'aluminium. Le filtre est ensuite inséré et nettoyé avec 50 mL d'eau ultra-pure. Après avoir enlevé cette eau de rinçage, on filtre l'échantillon. Une partie du filtrat (100 mL) est conservée avec HNO_3 1% et H_2O_2 2% en vue du dosage de l'aluminium dissous total; le reste sert à l'échange ionique. On lave le filtre avec de l'eau ultra pure (10 mL) puis on le conserve dans une bouteille de plastique.

La digestion de l'aluminium particulaire se fait par une attaque à l'acide nitrique à chaud. On place le filtre dans un bécher de Teflon de 100 mL préalablement nettoyé avec HNO_3. On ajoute ensuite 10 mL d'acide nitrique pur. On place le tout sur une plaque chauffante à environ 100°C jusqu'à évaporation totale du liquide. La mise en solution finale se fait en ajoutant 10 mL HNO_3 19% et en chauffant légèrement (60°C) durant 30 minutes. On transfère dans une fiole jaugée, on rince le bécher à l'eau ultra-pure et on complète le volume à 100 mL. Un ajout de 2 mL H_2O_2 sert à rendre la matrice semblable à celle des étalons utilisés. On agite et l'échantillon est alors prêt pour le dosage de l'aluminium.

L'échange ionique permet le dosage de l'aluminium non-labile, la résine Chelex captant l'aluminium labile. Pour l'échange ionique, il faut que les caractéristiques de la résine s'apparentent à celles de la solution au point de vue force ionique et pH. Il est donc nécessaire de convertir la résine commerciale à sa forme-H^+, et de l'équilibrer avec une solution synthétique possédant à peu près les mêmes caractéristiques chimiques que l'échantillon. La procédure proprement dite d'échange consiste à mettre en contact avec agitation constante la résine et 400 mL d'échantillon par gramme de résine pré-équilibrée pour une durée de 30 minutes. Après cette période d'échange d'aluminium labile, on filtre la solution puis on y ajoute HNO_3 et H_2O_2 pour avoir des concentrations respectives de 1% et 2%. La solution est alors prête à être dosée pour l'aluminium qui n'a pas réagi avec la résine, c'est-à-dire l'aluminium non labile. Par différence avec l'aluminium total, on obtient l'aluminium labile.

Le dosage de l'aluminium sur les trois solutions précédentes (aluminium dissous total, aluminium particulaire et aluminium non labile) se fait par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (fournaise au graphite). Dans tous les cas, on injecte une quantité fixe d'échantillon et on mesure l'absorbance de l'échantillon atomisé à la longueur d'onde de l'aluminium. On compare finalement avec une courbe de calibration obtenue avec des solutions-étalons.

6.3 Résultats

La méthodologie prédécrite a été appliquée pour des échantillons d'eau recueillis au début et à la fin des bioessais de toxicité létale (voir annexes I-3 et I-5). Elle a permis de préciser une spéciation physico-chimique des formes d'aluminium présentes lors de ces bioessais, laquelle est exposée au tableau 8.

Les concentrations d'aluminium que cette procédure a définies comme étant labiles, c'est-à-dire échangeables et donc potentiellement bio-disponibles et ainsi toxiques, ont fait l'objet d'une étude de spéciation chimique plus poussée. En tenant compte de la composition physico-chimique des échantillons (pH et teneurs en Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^+, Na^+, Cl^-,

TABLEAU 8: SPÉCIATION PHYSICO-CHIMIQUE DE L'ALUMINIUM LORS DES BIOESSAIS

Bioessais	Type d'eau	pH mesurés aux jours 0 et 7	Al particulaire	Al dissous total	=	Al dissous non labile	+	Al dissous labile
			EAU INORGANIQUE					
Série 1 (létale avec pH nominal 4,5)	Douce	Initial 4,3	2,5%	97,5%	=	12,5%	+	85%
		Final 4,6	0,5%	99,5%	=	36,5%	+	63%
Série 2 (létale avec pH nominal 4,5)	Très douce	Initial 4,5	0,5%	99,5%	=	31,5%	+	68%
		Final 4,7	0,5%	99,5%	=	34,5%	+	65%
Série 3 (létale avec pH nominal 5,5)	Douce	Initial 5,6	0,5%	99,5%	=	44,5%	+	55%
		Final 5,0	0,5%	99,5%	=	36,5%	+	63%
Série 4 (létale avec pH nominal 5,5)	Très douce	Initial 5,1	1,0%*	99%	=	24%	+	75%
		Final 5,0	1,0%*	99%	=	17%	+	82%
			EAU ORGANIQUE**					
Série 5 (létale avec pH nominal 4,5)	Très douce	Initial 4,6	20%	80%	=	5%	+	75%
		Final 3,9	41,5%	59,5%	=	6%	+	53%
Série 6 (létale avec pH nominal 5,5)	Très douce	Initial 6,0	90,5%	9,5%	=	2%	+	7,5%
		Final 5,7	97%	3%	=	1,5%	+	1,5%

* Valeurs évaluées à partir de l'ensemble des valeurs d'aluminium particulaire en conditions inorganiques.

** Matière humique (10 mg/L).

NO_3^-, SO_4^{-2}), nous avons calculé la spéciation théorique de l'aluminium à l'aide d'un modèle mathématique d'équilibres chimiques (voir Campbell et coll., 1982). Ce modèle tenait compte des formes d'aluminium suivantes:

aquo ion	Al^{+3}
hydroxo-complexes	$AlOH^{+2}$, $Al(OH)^{+2}$, $Al(OH)_3$, $Al(OH)_4^-$
fluoro-complexes	AlF^{+2}, AlF_2^+, AlF_3, AlF_4^-, AlF_5^{-2}, AlF_6^{-3}
sulfato-complexes	$AlSO_4^+$, $Al(SO_4)_2^-$
phosphato-complexes	$AlHPO_4^+$, $AlH_2PO_4^{+2}$
complexes polynucléaires	$Al_8(OH)_{20}^{+4}$

Soulignons que cette liste ne comprend aucun complexe organométallique. Les complexes associant l'aluminium et les acides humiques étaient sûrement présents dans les eaux des bioessais impliquant ceux-ci, mais malheureusement la constante d'équilibre pour la réaction

$$Al^{+3} + \text{acide humique} \rightarrow Al - \text{acide humique}$$

n'est pas connue. Il s'avérait dès lors impossible d'introduire cette réaction dans le modèle. Afin de contourner ce problème, nous avons dosé l'aluminium "labile" (≃ inorganique; voir Campbell et coll., 1982) et employé cette valeur comme donnée d'entrée pour le modèle mathématique.

Ajoutons également que même si les modèles de simulation donnent des résultats numériques apparemment très précis, ils sont néanmoins entachés d'une imprécision irréductible liée aux donnéees thermodynamiques de base.

Quoi qu'il en soit, la recherche faite avec le modèle de spéciation chimique a explicité les principaux composés d'aluminium inorganique labile présent lors des bioessais létaux effectués, lesquelles formes sont indiquées au tableau 9.

En examinant les données de spéciation de l'aluminium obtenues pour les 6 séries de bioessais létaux, on constate les points énoncés ci-dessous.

- Lors des tests faits avec des eaux inorganiques, l'aluminium administré était presque totalement dissous (97,5-99%) et la forme particulaire du métal s'avérait quasiment absente (tableau 8: séries 1 à 4).

- Par contre, en présence de matière humique, l'aluminium particulaire devenait beaucoup plus important notamment à pH 5,5-6,0 (90% à 97%) et augmentait durant les 7 jours de test, surtout à pH 4,0-4,5 (20 à 41%) (tableau 8: séries 5 et 6).

- Dans l'aluminium dissous, la fraction labile échangeable prédominait. Au cours des bioessais, elle tendait à diminuer à pH moyen 4,6 (respectivement 85 à 63%, 68 à 65% et 75% à 53% en eau inorganique douce et très douce et en eau organique) tandis qu'elle augmentait quelque peu à pH moyen 5,5 (respectivement 55 à 63% et 75% à 82% en eau inorganique douce et très douce) sauf en présence de matière humique à ce pH où elle s'avérait assez marginale (tableau 8).

- Dans l'aluminium labile, les principales formes inorganiques étaient Al^{+3}, $Al(OH)^{+2}$, $Al_8(OH)_{20}^{+4}$ et $Al(SO_4)^+$ selon les résultats de la modélisation effectuée à cette fin. La répartition de ces formes différait avec le pH, le facteur humique et la dureté des bioessais; de fait, leurs pourcentages en aluminium labile inorganique variaient en fonction de ces trois facteurs (tableau 9).

TABLEAU 9: SPÉCIATION CHIMIQUE DE L'ALUMINIUM DISSOUS INORGANIQUE DISPONIBLE* LORS DES BIOESSAIS

Bioessais	Type d'eau	[Al]* (µg/L)	Al^{+3}	$Al(OH)^{+2}$	$Al(OH)_4^-$	$Al(SO_4)^+$	$Al_8(OH)_{20}^{+4}$
			EAU INORGANIQUE				
Série 1 (létale avec pH moyen	Douce	191	59%	22%	-	19%	-
4,6)		133	59%	22%	-	19%	-
Série 2 (létale avec pH moyen	Très douce	165	62%	30%	-	8%	-
4,7)		141	62%	30%	-	8%	-
Série 3 (létale avec pH moyen	Douce	150	3%	12%	1%	1%	83%
5,6)		180	3%	11%	1%	1%	84%
Série 4 (létale avec pH moyen	Très douce	56	29%	57%	1%	3%	10%
5,3)		80	29%	47%	1%	3%	26%
			EAU ORGANIQUE**				
Série 5 (létale avec pH moyen	Très douce	912	69%	25%	-	6%	-
4,5)		475	69%	25%	-	6%	-
Série 6 (létale avec pH moyen	Très douce	46	7%	29%	2%	1%	61%
5,6)		12	17%	70%	6%	2%	5%

* L'aluminium dissous inorganique disponible correspond à celui qu'on a défini comme étant labile, c'est-à-dire échangeable, lors de la spéciation physico-chimique (voir tableau 8).
** Matière humique (10 mg/L).

Il ressort qu'à pH moyen 4,5, Al^{+3} prédominait sur $Al(OH)^{+2}$ et $Al(SO_4)^{+}$ dans l'aluminium labile inorganique tandis qu'à pH moyen 5,5 celui-ci était généralement composé de $Al(OH)^{+2}$ et/ou $Al_8(OH)_{20}^{+4}$ en priorité par rapport à Al^{+3}.

Remarque: en eaux très douces à pH moyen 5,5, la spéciation des formes labiles inorganiques d'aluminium changeait durant les bioessais. En conditions inorganiques, la proportion d'$Al_8(OH)_{20}^{+4}$ augmentait (10 à 26%) au détriment de celles d'Al^{+3} (29 à 23%). En conditions organiques, des changements de distribution survenaient également entre ces trois formes chimiques en eaux très douces à pH 5,6 mais, vu que la fraction d'aluminium labile ne représentait que 1,5% du métal à la fin du bioessai, ils étaient marginaux.

Remarque: La présence d'$Al(SO_4)^{+}$ pouvait être associée au fait que des sulfates de calcium et de magnésium avaient été utilisés pour la préparation des eaux physiologiques de dilution (voir 3.2.a).

Les résultats prédécrits pour la spéciation de l'aluminium administré lors des 6 séries de bioessais létaux permettent de préciser partiellement les formes chimiques principales des CL50 (Concentrations Létales pour 50% d'individus) du métal présentées plus haut (voir 4.3). Signalons auparavant que, ces dernières ayant été déterminées à partir des moyennes des concentrations en aluminium mesurées durant chaque bioessai, les proportions des différentes formes du métal ont également été établies à partir des moyennes entre leurs valeurs au début et à la fin de chaque bioessai pour la spéciation des CL50 de l'aluminium. Ceci n'est valable qu'en autant que la spéciation d'aluminium déterminée expérimentalement à une concentration d'aluminium s'applique aux autres concentrations plus élevées ou plus faibles. Cette extrapolation s'avère possible à condition que (1) les ligands soient abondants par rapport à l'aluminium et (2) les complexes polynucléaires $Al_8(OH)_{20}^{+4}$ soient négligeables par rapport aux autres formes mononucléaires de l'aluminium (Campbell et coll., 1982). Dans le cas présent, ces conditions ne sont respectées que dans les séries de bioessais 1, 2 et 5 à pH moyen 4,5. La spéciation des CL50-7 jours d'aluminium déterminées lors de ces bioessais est indiquée au récapitulatif 4. Dans celui-ci, on présente également une approche de la spéciation pour les CE20 d'aluminium précisées à pH moyen 5,5 et 5,9. Cette approche est basée sur des valeurs calculées à partir du rapport Al labile/Al non labile mesuré au début des bioessais létaux.

Ce récapitulatif 4 montre qu'en conditions inorganiques, on peut penser que la majeure part des CL50-7 jours d'aluminium (55 à 85% avec moyenne à 70%) se trouvait probablement sous forme labile échangeable lors des bioessais létaux. Cette fraction prioritaire peut être considérée comme potentiellement toxique vu sa biodisponibilité. À pH moyen 4,6, elle se composerait surtout d'Al^{+3} et secondairement d'$Al(OH)^{+2}$ et d'$Al(SO_4)^{+}$ (respectivement 59 à 62%, 22 à 30% et 8 à 19% de l'aluminium labile). Les CL50-7 jours à pH 4,5 équivaleraient à 41 et 348 µg/L d'Al^{+3} respectivement pour le saumon atlantique et la truite mouchetée en eaux très douces (10 à 15 mg/L en cations majeurs) et à 122 et 411 pour ces deux espèces en eaux douces (30 à 35 mg/L en cations majeurs).

Par ailleurs, en conditions organiques (10 mg de matière humique/L), les CL50-7 jours d'aluminium avaient une fraction particulaire importante (31% à pH 4,5). Ce phénomène, ainsi que les interactions entre l'aluminium et la matière organique qui rendent ce métal moins directement biodisponible (Driscoll et coll., 1980; Campbell et coll., 1982) expliquent que ces CL50 devenaient plus élevées avec diminution de toxicité en présence de matière humique. La spéciation de l'aluminium labile de ces CL50 a été évaluée en estimant que la majeure part de l'aluminium labile était sous forme inorganique.

RÉCAPITULATIF 4

SPÉCIATION DES CL50 ET CE20 D'ALUMINIUM

CONDITIONS INORGANIQUES
A. pH 4,6

Teneurs en aluminium (µg/L)	EAU TRÈS DOUCE		EAU DOUCE	
	Saumon	Truite	Saumon	Truite
CL50-7 jours	100	845	280	942
répartie en:	↓	↓	↓	↓
Aluminium particulaire	0,5	4	4	4
Aluminium dissous non labile	33	279	69	231
Aluminium dissous labile inorganique	66,5	562	207	697
sous réparti en:	↓	↓	↓	↓
Al^{+3}	41	348	128	432
$Al(OH)^{+2}$	20	168,5	62	209
$Al_8(OH)_{20}^{+4}$	-	-	-	-
$Al(SO_4)^{0}$	5	45	17	16
Autres	0,5	0,5	-	-

RÉCAPITULATIF 4 (suite)

SPÉCIATION DES CL50 ET CE20 D'ALUMINIUM

CONDITIONS ORGANIQUES
B. pH 4,5

Teneurs en aluminium (µg/L)	EAU TRÈS DOUCE	
	Saumon	Truite
CL50-7 jours	<650	946
répartie en:	↓	↓
Aluminium particulaire	<200	291
Aluminium dissous non labile	<36	52
Aluminium dissous labile (inorganique)	<414	603
sous réparti en:	↓	↓
Al^{+3}	285	416
$Al(OH)^{+2}$	104	145
$Al_8(OH)_{20}^{+4}$	-	-
$Al(SO_4)^{+}$	25	42

RECAPITULATIF 4 (fin)

SPÉCIATION DES CL50 ET CE20 D'ALUMINIUM

CONDITIONS INORGANIQUES

Teneurs en aluminium (µg/L)	EAU TRÈS DOUCE	
	Truite	
	pH 5,6	pH 5,9
CE minimale	100	140
répartie en:	↓	↓
Aluminium particulaire	1	1,5
Aluminium dissous non labile	24*	33,5*
Aluminium dissous labile inorganique	75*	105*
sous réparti en:	↓	↓
Al^{+3}	3	1
$Al(OH)^{+2}$	14	5
$Al_8(OH)_{20}^{+4}$	56	95
$Al(SO_4)^{+}$	1	-
Autres	1	4

* Valeurs calculées à partir du rapport (Al labile/Al non labile) à pH 5,6 au début des bioessais létaux.

Étant donné que les précipitations acides font descendre le pH aux environs de 5,5 dans plusieurs eaux de surface sur le Bouclier canadien et vu que celles-ci sont généralement oligotrophes et donc relativement pauvres en matière organique (Harvey et coll., 1981), la spéciation présentée ci-dessus pour l'aluminium à pH 5,6 en conditions inorganiques s'avère une information particulièrement utile pour l'étude de la toxicité sous-létale. Elle indique en effet que, dans ces milieux, l'aluminium commence à exercer des effets toxiques chez les salmonidés vraisemblement à partir de 100 µg Al total/L à pH 5,5.

CONCLUSION

Vu que les pluies et neiges acides peuvent occasionner non seulement une baisse de pH jusqu'à 4,5 dans les eaux de surface du bouclier canadien mais également une libération accrue d'aluminium dans celles-ci à partir des sols traversés par ces précipitations acides, une attention particulière doit être accordée aux effets toxiques de l'aluminium sur les poissons à des pH modérément acides. Cette étude a examiné ces effets à l'aide de bioessais en conditions contrôlées simulant celles des eaux de surface du bouclier canadien affectées par les précipitations acides.

Parmi les résultats obtenus, il faut souligner que:

- l'aluminium s'avère nettement plus toxique pour les saumons atlantiques, Salmo salar, d'âge 1^+ que pour les truites mouchetées, Salvelinus fontinalis, d'âge 1^+.

- l'aluminium se révèle plus néfaste pour les saumons à pH moyen 4,6 qu'à pH moyen 5,5 et est plus nocif à ces deux pH en eaux très douces (10 à 15 mg/L en cations majeurs) qu'en eaux douces (30 à 35 mg/L en cations majeurs). En effet, les CL50-7 jours (Concentrations Létales pour 50% d'individus en 7 jours) pour ces poissons équivalent à 100 et 280 µg Al total/L à pH 4,6 dans des eaux respectivement très douces et douces tandis qu'elles se chiffrent à 169 et 376 µg Al total/L à pH 5,5 dans ces deux types respectifs d'eaux.

- Pour les truites, l'aluminium se révèle par contre plus toxique à pH 5,5 qu'à pH 4,6, laquelle différence est plus évidente en eaux très douces qu'en eaux douces. De fait, les CL50-7 jours pour ces poissons avoisinent 845 et 942 µg Al total/L à pH 4,6 et 480 et 843 µg Al total/L à pH 5,5 en eaux respectivement très douces et douces.

- En présence de matière organique (10 mg/L en matière humique), la toxicité létale de l'aluminium devient considérablement atténuée. les CL50-7 jours vis-à-vis des truites correspondent alors à 946 et plus de 5290 µg Al total/L à pH 4,5 et 5,6 dans des eaux très douces.

- En conditions inorganiques, à des concentrations totales d'aluminium inférieures à 300 µg/L, l'aluminium était presque totalement dissous à pH moyens 4,6 et 5,5 et la majeure partie du métal se trouvait sous forme labile, c'est-à-dire échangeable avec une résine échangeuse d'ions (Chelex). Cette forme s'avère vraisemblablement bioéchangeable et subséquemment sans doute toxique. Elle représentait 65% à 68% et 63% à 85% de l'aluminium inorganique à pH 4,6 en eaux très douces et douces et elle renfermait 75% à 82% et 55% à 63% de ce métal à pH 5,5 dans ces deux types respectifs d'eaux.

- La fraction labile prédominante d'aluminium inorganique a une composition qui varie avec le pH et la dureté. Selon la modélisation faite à ce sujet, Al^{+3} y était prioritaire par rapport à $Al(OH)^{+2}$ et $Al(SO_4)^+$ à pH 4,6; en pourcentages d'aluminium labile, ces trois ions représentaient 62%, 30% et 8% en eaux très douces et 59%, 22% et 19% en eaux douces.

- En présence de matière humique, l'aluminium tendait à adopter une forme particulaire; en effet, la fraction particulaire du métal atteignait alors 41% à pH 4,5 et 97% à pH 5,6.

- Les CE - 30 minutes (Concentrations Efficaces pour occasionner un rejet significatif en 30 minutes) de l'aluminium inorganique pour des truites d'âge 2^+ en eaux très douces avoisinent 100 µg Al total/L à pH 5,6 et 140 µg Al total/L à pH 5,9. Dans ces concentrations, par analogie avec les mesures réalisées lors des bioessais létaux, l'aluminium dissous labile représenterait la majeure part.

- Lorsqu'on ajoute de la matière humique (10 mg/L), la toxicité sous-létale de l'aluminium diminue et ses CE - 30 minutes s'élèvent à 350 et 1100 µg Al total/L à pH 5,6 et 5,9, lesquelles teneurs renferment surtout de l'aluminium particulaire.

- Des saumons d'âge 2^+ sont nettement plus sensibles à l'aluminium qu'à l'acidité modérée. De fait, ils manifestent peu de préférence entre les pH 4,5 et 5,5 tandis qu'ils montrent une préférence évidente pour une concentration moins élevée en aluminium par rapport à une teneur plus forte de ce métal à ces deux pH.

Si l'on considère que plusieurs cours d'eau du bouclier canadien s'avèrent oligotrophes avec des eaux très douces et un contenu assez faible en matière organique et si l'on considère aussi que les précipitations acides peuvent y entraîner des pH 4,5-5,5 et des décharges d'aluminium excédant 100 µg Al total/L notamment à la fonte des neiges, plusieurs données acquises lors de cette étude constituent des indications utiles. Elles explicitent, entre autres, qu'une teneur de 100 µg Al total/L se révèle toxique au niveau létal (CL50-7 jours) pour Salmo salar en eaux inorganiques très douces à pH 4,5 et devient nocive au niveau sous-létal (CE - 30 minutes) pour Salvelinus fontinalis dans des eaux à pH 5,5. Dans cette teneur, en absence de matière organique, Al^{+3} (41 µg/L à pH 4,5) et $Al(OH)^{+2}$ (43 µg/L à pH 5,5) seraient les formes labiles prédominantes potentiellement toxiques.

Bref, il appert que la valeur de 100 µg Al total/L peut représenter une indication normative pour la toxicité de l'aluminium vis-à-vis des salmonidés en eaux oligotrophes bien que le contenu de matière organique dans celles-ci soit susceptible d'atténuer cette toxicité.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier toutes les personnes qui ont collaboré à la réalisation de cette étude. En particulier, nous exprimons notre gratitude à Messieurs R. Bougie, C.L. Schofield et S. Visser, le premier pour son travail sur la spéciation de l'aluminium et les deux autres à titre de conseillers. Nos remerciements s'adressent aussi à Monsieur P. Cejka de la firme Lalonde, Girouard et Letendre, qui était responsable de l'aspect bibliographique. Nous voulons souligner aussi le travail de Messieurs C. Langlois et V. Dubé qui ont assuré la liaison scientifique et technique entre le ministère des Pêches et des Océans et la firme Eco-Recherches durant les expérimentations en laboratoire. Enfin, notre reconnaissance s'adresse aussi au ministère des Loisirs, de la Chasse et de la Pêche qui a fourni les poissons nécessaires à l'expérimentation.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) and WPCF (Water Pollution Control Federation) 1980. Standard Methods. APHA, editor, Washington, 15th edition: 1134 p.

BAKER, J.P. 1982. Effects on Fish of Metals Associated with Acidification. In: Acid Rain and Fisheries. Proc. Intern. Symp. Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America, Cornell University, Ithaca, New York, August 2-5, 1981. American Fisheries Society, Bethseda, Maryland 20814: 165-176.

BAKER, J.P. and SCHOFIELD, C.L. 1980. Aluminium Toxicity to Fish as Related to Acid Precipitation and Adirondak Surface Water Quality. In: Proc. Intern. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation, Norway, 1980. D. Drablos and A. Tollan, editors. Sandefjord, Norway: 292-293.

BEAMISH, R.J., LOCKHART, M.L., VAN LOON, J.C., and HARVEY, H.H. 1976. Long Term Acidification of a Lake and Resulting Effects on Fishes. Ambio, 4: 98-102.

BROUARD, D., LACHANCE, M., SHOONER, G. et VAN COILLIE, R. 1982. Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumons à la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent. Rapport Technique Canadien, Sciences Halieutiques et Aquatiques, no 1109F: 56 p.

CAMPBELL, P.G.C., BISSON, M., BOISVERT, J., BOUGIE, R., TESSIER, A. et VILLENEUVE, J.P. 1982. Méthodologie analytique pour déterminer la spéciation de l'aluminium dans les eaux lacustres en voie d'acidification. Rapport scientifique INRS-Eau (Institut national de la recherche scientifique), Université du Québec, pour Environnement Canada, no 145: 113 p. + annexe.

CARTER, W.M. 1968. Le saumon de l'Atlantique au Québec: rapport sur le saumon et plan directeur pour l'aménagement de cette ressource. Rapport du ministère Tourisme, Chasse et Pêche du Québec: 236 p.

CRONAN, C.S. and SCHOFIELD, C.L. 1979. Aluminum Leaching Response to Acid Precipitation: Effects on High-Elevation Watersheds in the Northeast of USA. Science, 204: 304-306;

DAYE, P.G. and GARSIDE, E.T. 1975. Lethal Levels of pH for Brook Trout, Salvelinus fontinalis. Can. J. Zool., 53: 639-641.

DAYE, P.G. and GARSIDE, E.T. 1976. Histopathologic Changes in Superficial Tissues of Brook Trout, Salvelinus fontinalis, Exposed to Acute and Chronic Levels of pH. Can. J. Zool., 54: 2140-2155.

DAYE, P.G. and GARSIDE, E.T. 1977. Lower Lethal Levels of pH for Embryos and Alevins of Atlantic Salmon, Salmo salar. Can. J. Zool., 55: 1504-1508.

DAYE, P.G. and GARSIDE, E.T. 1979. Development and Survival of Embryos and Alevins of the Atlantic Salmon, Salmo salar L, Continuously Exposed to Acidic Levels of pH. Can. J. Zool., 57: 1713-1718.

DAYE, P.G. 1981 The Impact of Acid Precipitation on the Physiology and Toxicology of Fish. In: Proc. Intern. Conf. on Acid Rain and the Atlantic Salmon. International Atlantic Salmon Foundation, Special Publication 10: 29-34.

DICKSON, W. 1978. Some Effects of the Acidification of Swedish Lakes. Verh. Int. Verein. Limnol., 20: 851-856.

DRISCOLL, C.T. 1980. Aqueous Speciation of Aluminum in the Adirondack Region of New York State U.S.A. In: Proc. Int. Conf. Ecological Impact Acid Precipitation, Norway, 1980. D. Drablos and A. Tollan, editors, Sandefjord, Norway: 214-215.

DRISCOLL, C.T., BAKER, J.P., BISOGNI, J.J. and SCHOFIELD, C.L. 1980. Effect of Aluminum Speciation on Fish in Dilute Acidified Waters. Nature, 284: 161-164.

HARVEY, H.H. 1980. Widespread and Divers Changes in the Biota of North American Lakes and Rivers Coincide with Acidification. In: Proc. Int. Conf. Ecological Impact Acid Precipitation. Norway, 1980. D. Drablos and A. Tollan, editors, Sandefjord, Norway: 93-98.

HARVEY, H., PIERCE, R.C., DILLON, P.J., KRAMER, J.R. and WHELPDALE, D.M. 1981. Acidification in the Canadian Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing the Effects of Acidic Deposition on Aquatic Ecosystems. National Research Council of Canada, NRCC 18475: 369 p.

MATHIEU, P. 1979. L'âge des lacs. Rapport du ministère des Richesses naturelles du Québec: 57 p.

MUNIZ, I.P. and LEIVESTAD, H. 1980. Toxic Effects of Aluminum on the Brown Trout, Salmo trutta. In: Proc. Intern. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation, Norway, 1980. D. Drablos and A. Tollan, editors. Sandefjord, Norway: 320-321.

PAPINEAU, H. 1981. Développement d'un indice physiologique pour évaluer les impacts des précipitations acides sur la faune ichtyenne du Québec. Rapport du ministère du Loisir, Chasse et Pêche du Québec: 25 p.

PELTIER, W. 1978. Methods for Measuring the Acute Toxicity to Aquatic Organisms. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, EPA-600/4-78-012: 52 p.

PETERSEN, L. 1980. Podzolization: Mechanism and Possible Effects of Acid Precipitation. In: Hutchinson, T.C. et M. Havas, editors. Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. Plenum Press, New York: 223-237.

REUSS, J.O. 1976. Chemical and Biological Relationships Relevant to the Effect of Acid Rainfall on the Soil-Plan System. In: Proc. 1st Int. Symp. on Acid Precipitation and the Forest Ecosystem. U.S.D.A. for Serv. Tech. Rep. NE-23: 1074 p.

SCHERER, E. and NOWAK, S. 1973. Apparatus for Recording Avoidance Movements of Fish. J. Fish. Res. Board Can., 30: 1594-1596.

SCHOFIELD, C.L. and TROJNAR, J. 1980. Aluminum Toxicity to Brook Trout, Salvelinus fontinalis in Acidified Waters. In: Polluted Rain. Toribara, T.Y., Miller, M.W. and Morrow, P.E., editors. Environmental Science Research, Plenum Press, New York 17: 347-366.

SNSF-Project. 1980. Acid Precipitation: Effects on Forest and Fish. Final Report of the SNSF-Project 1972-1980. Overrein, L.N., Seip, H.M. and Tollan, A. editors. Sandefjord, Norway, RR19/80: 175 p.

SPRAGUE, J.B. 1969. Measurement of Pollutant Toxicity to Fish. I. Bioassay Methods for Acute Toxicity. Water Res., 3: 793-821.

SPRAGUE, J.B. 1973. The ABC's of Pollutant Bioassays Using Fish. In: Biological Methods for the Assessment of Water Quality. Am. Soc. Test. Mat., Spec. Tech. Publ., 528: 6-30.

STEPHAN, C.E. 1977. Methods for Calculating a LC50. In: Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation. F.L. Mayer and J. Hamelink, editors. American Soc. Test. Mat., ASTM-STP 634: 65-84.

VAN COILLIE, R., BROUARD, D., LACHANCE, M. et VIGNEAULT, Y. 1982. Effets physico-chimiques des précipitations acides sur quatre rivières à saumon. Eau du Québec, 15: 384-393.

VAN COILLIE, R., BROUARD,D., LACHANCE, M., SHOONER, G. et VIGNEAULT, Y. 1983. Ecotoxicologie des précipitations acides pour le saumon dans quatre rivières à la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent. Annales de Limnologie. (sous presse).

VAN COILLIE, R. et collègues. 1983b. Modifications induites par l'aluminium en conditions acides dans les branchies de salmonidés. (en rédaction).

VOLLENWEIDER, R.A. 1971. Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. Organisation de coopération et de développement économique, Paris: 61 p.

VOLLENWEIDER, R.A. 1974. A comparative Review of Phytoplankton and Primary Production in Laurentian Great Lakes. J. Fish. Res. Board Can., 31: 739-762.

ZAR, J.H. 1974. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J.: 620 p.

ANNEXE I

RÉSULTATS DÉTAILLÉS DES TESTS DE TOXICITÉ LÉTALE

ANNEXE 1.1: RÉSULTATS DÉTAILLÉS DES ESSAIS DE TOXICITÉ LÉTALE DE 168 HEURES FAITS AVEC L'ALUMINIUM ET EAU INORGANIQUE DOUCE ET TRES DOUCE A pH 4,5

Conditions de test[1] (mg/L sauf pH)	Espèce[2]	Poids moyen (g)	Durée (heure)	MORTALITÉ OBSERVÉE DURANT LE TRAITEMENT (%) Concentration mesurée (µg/L)						LC 50 (limites de confiance 95%) (µg/L)
				1021	835	310	268	105	0	
Essai No. 1 (eau inorganique douce)										
• pH : 4,60 ± 0,19 (N=180)	(1)	4,1	24:00	40	10	0	0	0	0	
			96:00	100	50	10	0	0	0	
• O.D. : 8,19 ± 0,86 (N=180)			168:00	100	90	70	30	0	0	311 (226-423)
• Ca^{+2} : 6,3			24:00	90	0	0	0	0	0	
			96:00	100	80	30	0	0	0	
• Mg^{+2} : 10,6			168:00	100	100	60	50	10	10	251 (175-340)
• K^{+} : 1,2									Total:	280 (175-340)
• Na^{+} : 14,5										
• Cl^{-} : 30	(2)	5,6	24:00	0	0	0	0	0	0	
			96:00	10	30	0	0	0	0	
• NO_3^{-2}: 0,28			168:00	50	40	0	10	0	0	1105 (774-3344)
• SO_4^{-2}: 41			24:00	0	0	0	0	0	0	
			96:00	20	30	0	0	0	0	
• Conductivité: 194 $\mu S.cm^{-1}$ à 25°C			168:00	80	40	0	0	0	0	900 (0-1187)
									Total:	942 (756-1275)
				1016	775	487	254	154	65	0
Essai No. 2 (eau inorganique très douce)										
• pH : 4,67 ± 0,21 (N=170)	(1)	4,0	24:00	-	0	0	0	0	0	0
			96:00	-	100	50	40	0	0	0
• O.D. : 8,11 ± 0,66 (N=170)			168:00	-	100	100	100	90	10	0
• Ca^{+2} : 0,79			24:00	-	0	0	0	0	0	0
			96:00	-	100	90	60	10	0	0
• Mg^{+2} : 1,48			168:00	-	100	100	100	90	10	10
• K^{+} : 0,3										Total: 100 (73-132)
• Na^{+} : 11,0										
• Cl^{-} : 12,0	(2)	5,4	24:00	10	0	0	0	0	0	0
			96:00	100	0	0	0	0	0	0
• NO_3^{-2}: 0,50			168:00	100	0	0	10	0	0	0
• SO_4^{-2}: 12,0			24:00	0	0	0	0	0	0	0
			96:00	100	0	0	0	0	0	0
• Conductivité: 55 $\mu S.cm^{-1}$ à 25°C			168:00	100	20	0	0	0	0	0
										Total: approx. à 845

1 Sauf pour le pH et l'oxygène dissous (OD), l'analyse des paramètres fut faite avec un échantillon composé de 7 jours.
2 Espèce (1): Salmo salar; espèce (2): Salvelinus fontinalis

ANNEXE I.2: RÉSULTATS DÉTAILLÉS DES ESSAIS DE TOXICITÉ LÉTALE DE 168 HEURES FAITS AVEC L'ALUMINIUM ET EAU INORGANIQUE DOUCE ET TRES DOUCE A pH 5,5

Conditions de test[1] (mg/L sauf pH)	Espèce[2]	Poids moyen (g)	Durée (heure)	MORTALITÉ OBSERVÉE DURANT LE TRAITEMENT (%) Concentration mesurée (µg/L)						LC 50 (limites de confiance 95%) (µg/L)
				950	483	275	165	85	0	
Essai No. 3 (eau inorganique douce)										
• pH : 5,64 ± 0,18 (N=180)	(1)	3,9	24:00	30	0	0	0	0	0	
			96:00	100	80	0	0	0	0	
• O.D. : 8,23 ± 0,77 (N=180)			168:00	100	80	20	0	0	0	366 (292-470)
• Ca^{+2} : 8,8			24:00	10	0	0	0	0	0	
			96:00	100	70	0	0	0	0	
• Mg^{+2} : 8,5			168:00	100	80	10	0	0	10	386 (311-486)
• K^{+} : 0,91										
									Total:	376 (326-436)
• Na^{+} : 17,0										
• Cl^{-} : 26,0	(2)	5,5	24:00	0	0	0	0	0	0	
			96:00	20	0	0	0	0	0	
• NO_3^{-2}: 0,04			168:00	80	0	0	0	0	0	approx. à 768
• SO_4^{-2}: 50,0			24:00	0	0	0	0	0	0	
			96:00	40	0	0	0	0	0	
• Conductivité: 173 µS.cm^{-1} à 25°C			168:00	50	0	0	0	0	0	approx. à 950
									Total:	approx. à 843
				1390	532	335	273	133	0	
Essai No. 4 (eau inorganique très douce)										
• pH : 5,30 ± 0,20 (N=160)	(1)	4,0	24:00	100	50	0	0	0	0	
			96:00	100	100	100	40	10	0	
• O.D. : 9,22 ± 0,56 (N=160)			168:00	100	100	100	80	40	20	158 (87-201)
• Ca^{+2} : 1,95			24:00	100	50	0	0	0	0	
			96:00	100	100	100	10	10	0	
• Mg^{+2} : 1,73			168:00	100	100	100	60	30	20	185 (119-236)
• K^{+} : 0,35										
									Total:	169 (128-203)
• Na^{+} : 13,2										
• Cl^{-} : 26,0	(2)	5,7	24:00	0	10	0	0	0	0	
			96:00	80	40	0	0	0	0	
• NO_3^{-2}: 0,91			168:00	100	70	10	0	0	0	468 (399-593)
• SO_4^{-2}: 10,5			24:00	20	0	0	0	0	0	
			96:00	90	30	0	0	0	0	
• Conductivité: 103 µS.cm^{-1} à 25°C			168:00	100	60	10	0	0	0	493 (416-695)
									Total:	480 (429-561)

1 Sauf pour le pH et l'oxygène dissous (OD), l'analyse des paramètres fut faite avec un échantillon composé de 7 jours.
2 Espèce (1): Salmo salar; espèce (2): Salvelinus fontinalis

ANNEXE I.3: CONCENTRATIONS MESURÉES EN ALUMINIUM TOTAL DURANT LES ESSAIS DE TOXICITÉ LÉTALE AVEC EAU INORGANIQUE

Essai	Cations majeurs mg/L en Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}, Na^{+}	pH moyen	Al injecté (µg/L)	Al mesuré (µg/L)		
				0 hre	96 hres	168 hres
1	32,5	4,60 ± 0,19	100	104		107
			200	186	350	
			300	305		316
			600	839	832	
			900	869		1173
2	13,6	4,65 ± 0,21	75	55		75
			125	123	185	
			250	223		284
			500	550	424	
			750	940		610
			1000	951	1081	
3	35,2	5,64 ± 0,18	75	89		81
			150	186	144	
			300	264		286
			500	530	435	
			1000	890		1010
4	17,2	5,30 ± 0,20	100	162		104
			200	253	294	
			300	216		454
			600	630	435	
			1200	1610		1170

ANNEXE 1.4: RÉSULTATS DÉTAILLÉS DES ESSAIS DE TOXICITÉ LÉTALE DE 168 HEURES FAITS AVEC L'ALUMINIUM ET EAU ORGANIQUE A pH 4,5 et 5,5

Conditions de test[1] (mg/L sauf pH)	Espèce[2]	Poids moyen (g)	MORTALITÉ OBSERVÉE DURANT LE TRAITEMENT (%) Durée (heure)	Concentration mesurée (µg/L)						LC 50 (limites de confiance 95%) (µg/L)
				2463	2592	1082	959	650	0	
Essai No. 5 (eau organique très douce)										
• pH : 4,54 ± 0,21 (N=149)	(1)	4,1	24:00	100	60	20	0	0	0	
			96:00	100	100	100	100	50	0	
• O.D. : 8,7 ± 1,0 (N=149)			168:00	100	100	100	100	90	30	<650
• Ca^{+2} : 1,94			24:00	100	100	30	20	10	0	
			96:00	100	100	100	90	80	0	
• Mg^{+2} : 1,64			168:00	100	100	100	100	100	20	<650
• K^{+} : 0,43									Total:	<650
• Na^{+} : 4,90										
• Cl^{-} : 19	(2)	6,2	24:00	20	10	10	10	0	0	
			96:00	90	100	90	40	0	0	
• NO_3^{-2}: <0,01			168:00	100	100	90	60	0	0	930 (629-1002)
• SO_4^{-2}: 9,2			24:00	20	10	10	0	0	0	
			96:00	100	80	90	10	10	0	
• Conductivité: 94 µS.cm^{-1} à 25°C			168:00	100	90	100	20	10	10	999
• TOC : —									Total:	946
				1892	1065	1027	706	544	0	
Essai No. 6 (eau inorganique très douce)										
• pH : 5,59 ± 0,26 (N= 96)	(2)	6,5	24:00	0	0	0	0	0	0	
			96:00	10	0	0	10	0	0	
• O.D. : 7,5 ± 0,7 (N= 96)			168:00	10	0	0	10	20	0	>5290
• Ca^{+2} : 1,89			24:00	0	0	0	0	0	0	
			96:00	0	0	0	10	0	0	
• Mg^{+2} : 1,64			168:00	0	0	0	40	10	0	>5290
• K^{+} : 0,52									Total:	>5290
• Na^{+} : 7,25										
• Cl^{-} : 15,4										
• NO_3^{-2}: 0,6										
• SO_4^{-2}: 9,2										
• Conductivité: 76 µS.cm^{-1} à 25°C										
• TOC : 5,2 mg/L										

1 Sauf pour le pH et l'oxygène dissous (OD), l'analyse des paramètres fut faite avec un échantillon composé de 7 jours.
2 Espèce (1): Salmo salar; espèce (2): Salvelinus fontinalis

ANNEXE I.5: CONCENTRATIONS MESURÉES EN ALUMINIUM TOTAL DURANT LES ESSAIS DE TOXICITÉ LÉTALE AVEC EAU ORGANIQUE

Essai	Cations majeurs mg/L en Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}, Na^{+}	pH moyen	Al injecté (µg/L)	Al mesuré (µg/L)		
				0 hre	96 hres	168 hres
5	8,9 (+ 10 mg/L, M.H.)	4,54 ± 0,21	600	628		673
			900	862	1156	
			1350	1395		1070
			2400	2490	2695	
			3200	3342		3585
6	11,3 (+ 10 mg/L, M.H.)	5,59 ± 0,26	560	478		610
			750	402	1010	
			1350	1340		1714
			1800	1783	1527	
			2400	2002		2783
		N.B.:	5600	5656*		5200*

*Analyse de l'aluminium total lors d'une expérience sans poissons

M.H.: Matière humique

ANNEXE II

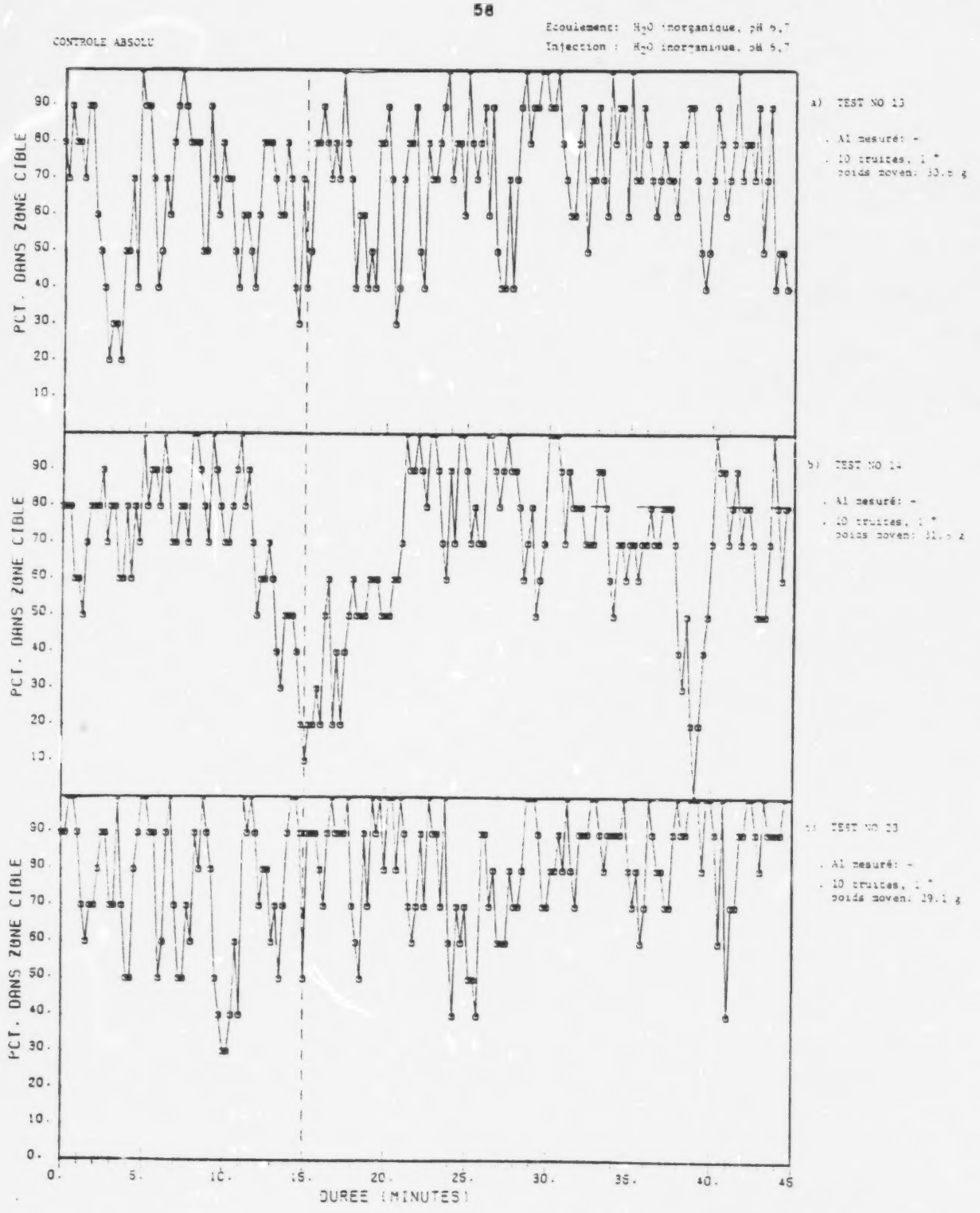
RÉSULTATS DÉTAILLÉS DES TESTS DE TOXICITÉ SOUS-LÉTALE

ANNEXE II.1: CONDITIONS PHYSICO-CHIMIQUES MOYENNES OBSERVÉES DURANT LES TESTS DE DÉTECTION AVEC LA TRUITE MOUCHETÉE

Analyses	Concentration moyenne (mg/L)* sauf pH et conductivité			
	Série 1 (N=8)	Série 2 (N=8)	Série 3 (N=8)	Série 4 (N=8)
pH	5,6 (N=24)	5,9 (N=24)	5,6 (N=24)	5,9 (N=24)
Ca^{+2}	1,92	1,91	1,61	1,78
Mg^{+2}	1,74	1,72	1,61	1,49
K^{+}	0,35	0,41	0,42	0,42
Na^{+}	3,67	3,31	6,42	3,94
Cl^{-}	0,98	0,94	-	1,75
NO_3^{-}	1,19	1,02	0,09	0,05
SO_4^{-2}	8,76	9,99	9,35	9,60
Conductivité: ($\mu S.cm^{-1}$ à 25°C)	43	40	71	41
COT**	-	-	6,0	5,9

* Coefficients de variation des moyennes <20%

** Carbone Organique Total



ANNEXE II.2: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

ANNEXE II.3: STATISTIQUE DESCRIPTIVE OBTENUE POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETEE 2^{+}
(Témoins)

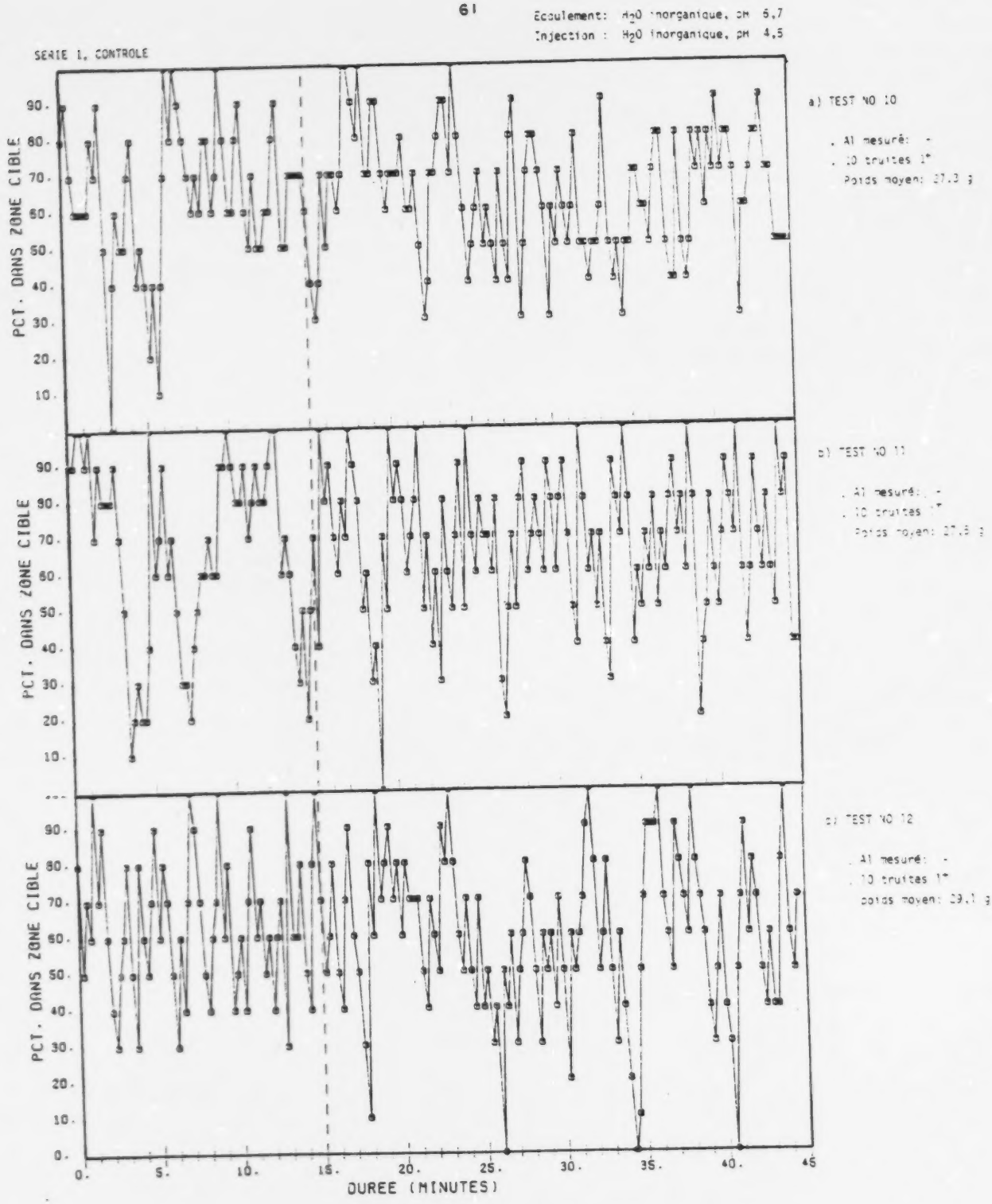
# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L) initial	Mesuré	Période (min)	% moyen	Écart type	% minimum	% maximum	C.V. (%)
II.2a	0	-	0-15	65,0	20,1	20	100	31,0
			15-30	71,5	19,4	30	100	27,1
			30-45	72,7	16,3	40	100	22,5
II.2b	0	-	0-15	73,2	17,7	20	100	24,2
			15-30	67,2	24,8	10	100	36,9
			30-45	70,0	20,5	0	100	29,3
II.2c	0	-	0-15	75,5	20,1	30	100	26,6
			15-30	78,8	17,1	40	100	21,7
			30-45	86,5	12,3	40	100	14,7

*Pourcentage moyen d'individus dans la zone cible durant la période indiquée; l'écart-type, les minimum et maximum et le C.V. (coefficient de variation) sont stipulés par rapport à ce pourcentage moyen. (idem pour les annexes II.9, II.15, II.21 et II.27).

ANNEXE II.4: TESTS DE MANN-WHITNEY RÉALISÉS POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETÉE 2^{+}

(Témoins)

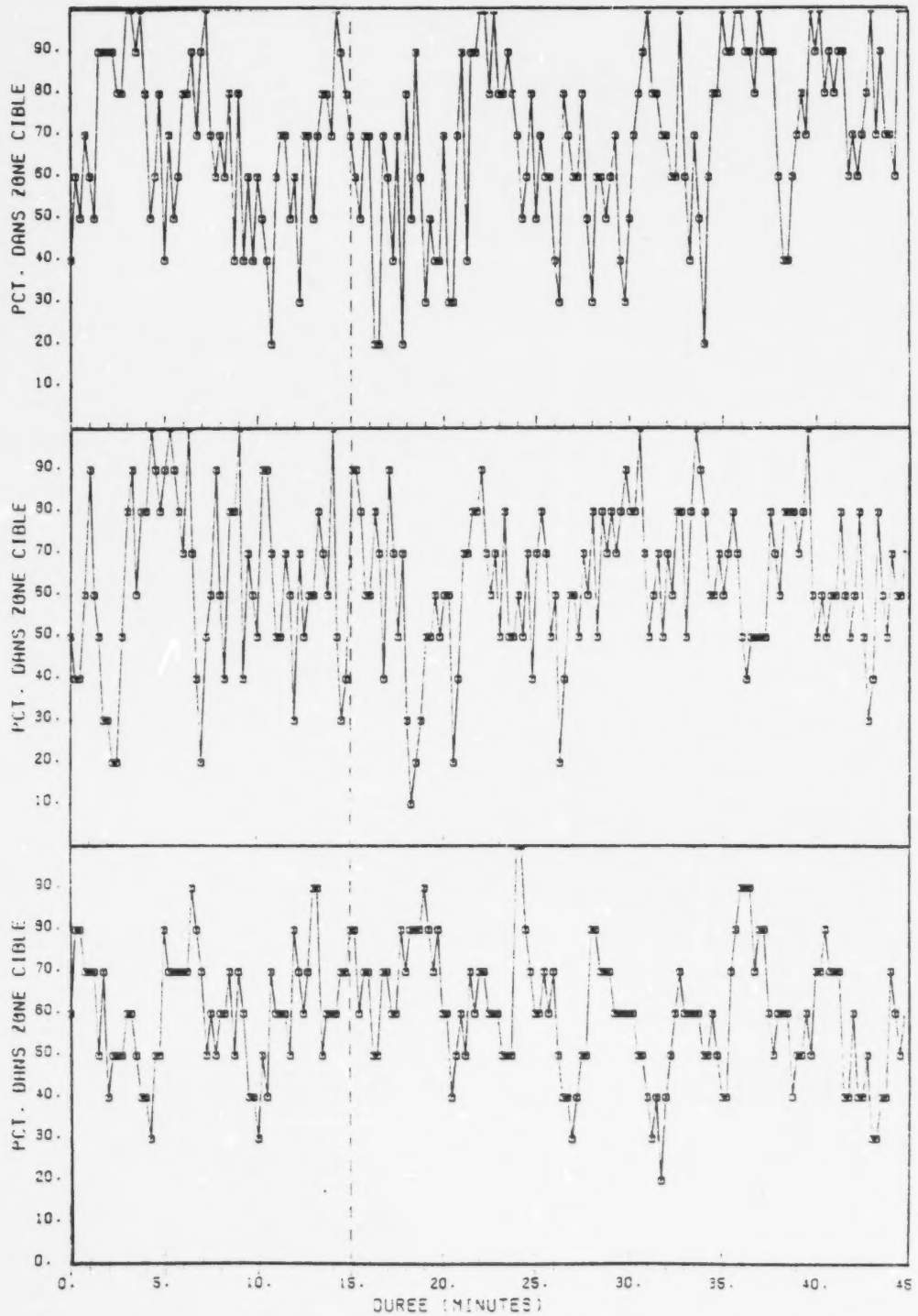
# des annexes correspondantes	Al total (µg/L)	Comparaison des périodes (min)
II.2a	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45
II.2b	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45
II.2c	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45** 15-30 et 30-45**



ANNEXE II.3: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

SERIE 1, ALUMINIUM (50 µg/L)

Ecoulement: H_2O inorganique, pH 5,7
Injection : H_2O inorganique, pH 4,5 à 240 ppb Al

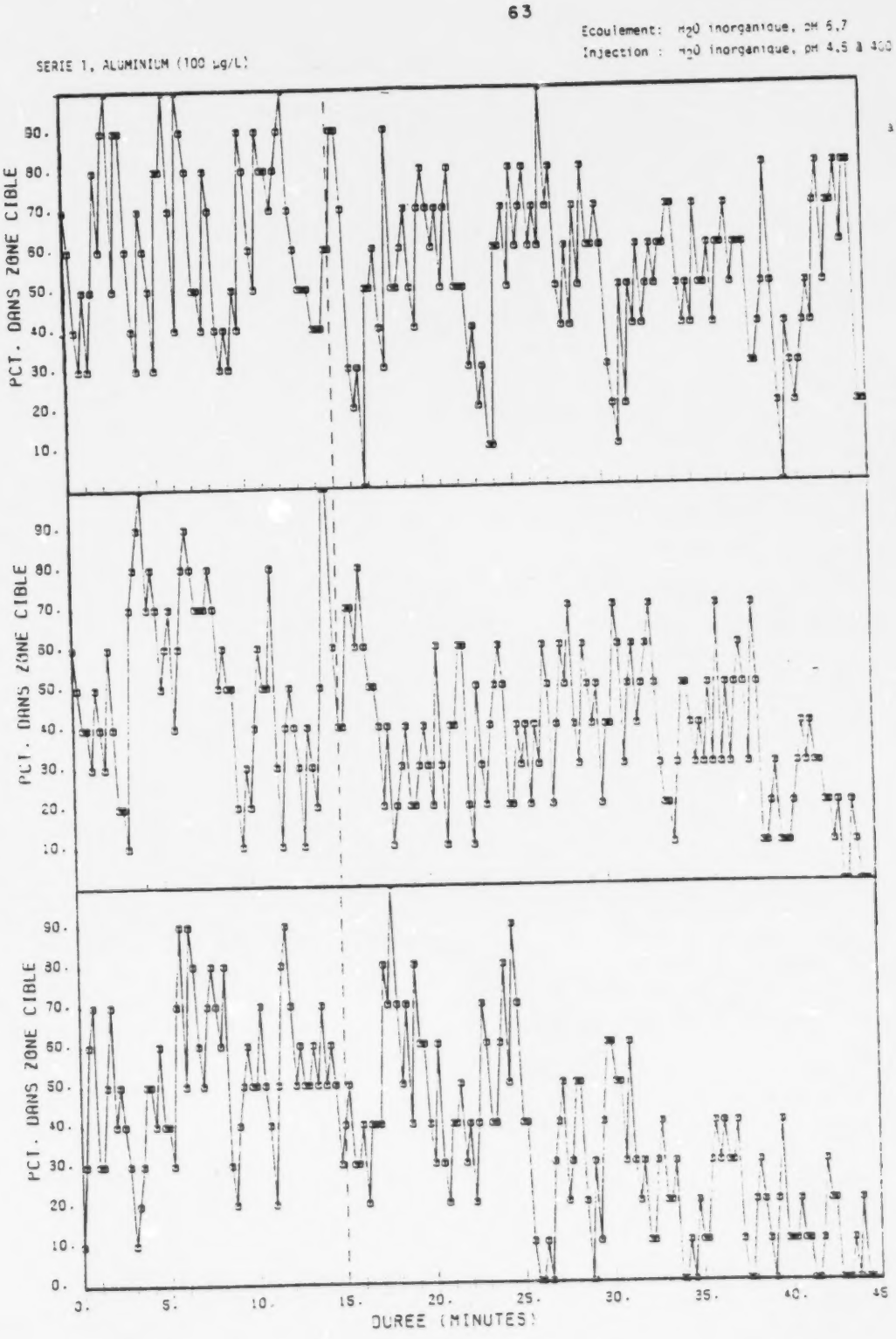


a) TEST NO 37
. Al mesuré: 75 µg/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 30,4 g

b) TEST NO 38
. Al mesuré: 69 µg/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 30,8 g

c) TEST NO 60
. Al mesuré: 36 µg/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 33,0 g

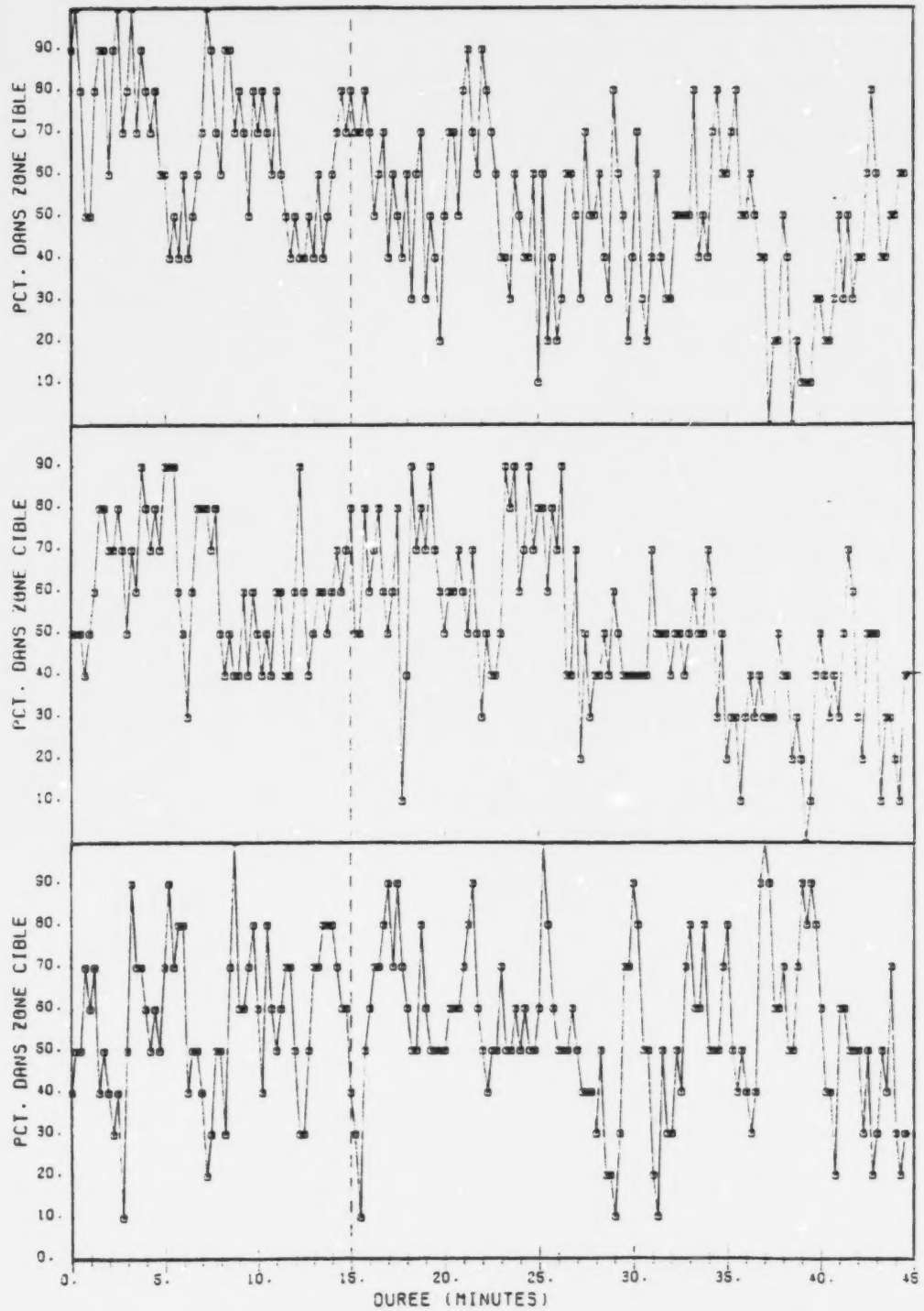
ANNEXE II.6: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).



ANNEXE II.7: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

SERIE I, ALUMINIUM (120 µg/L)

Ecoulement: H_2O inorganique, pH 6,7
Injection : H_2O inorganique, pH 4,5 à 430 ppb. Al



a) TEST NO 01

. Al mesuré: 113 µg/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 29,7 g

b) TEST NO 02

. Al mesuré: 106 µg/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 31,8 g

c) TEST NO 03

. Al mesuré: 123 µg/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 26,8 g

ANNEXE II.8: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

ANNEXE II.9: STATISTIQUE DESCRIPTIVE OBTENUE POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETEE 2^+

en eau inorganique à pH 5,6

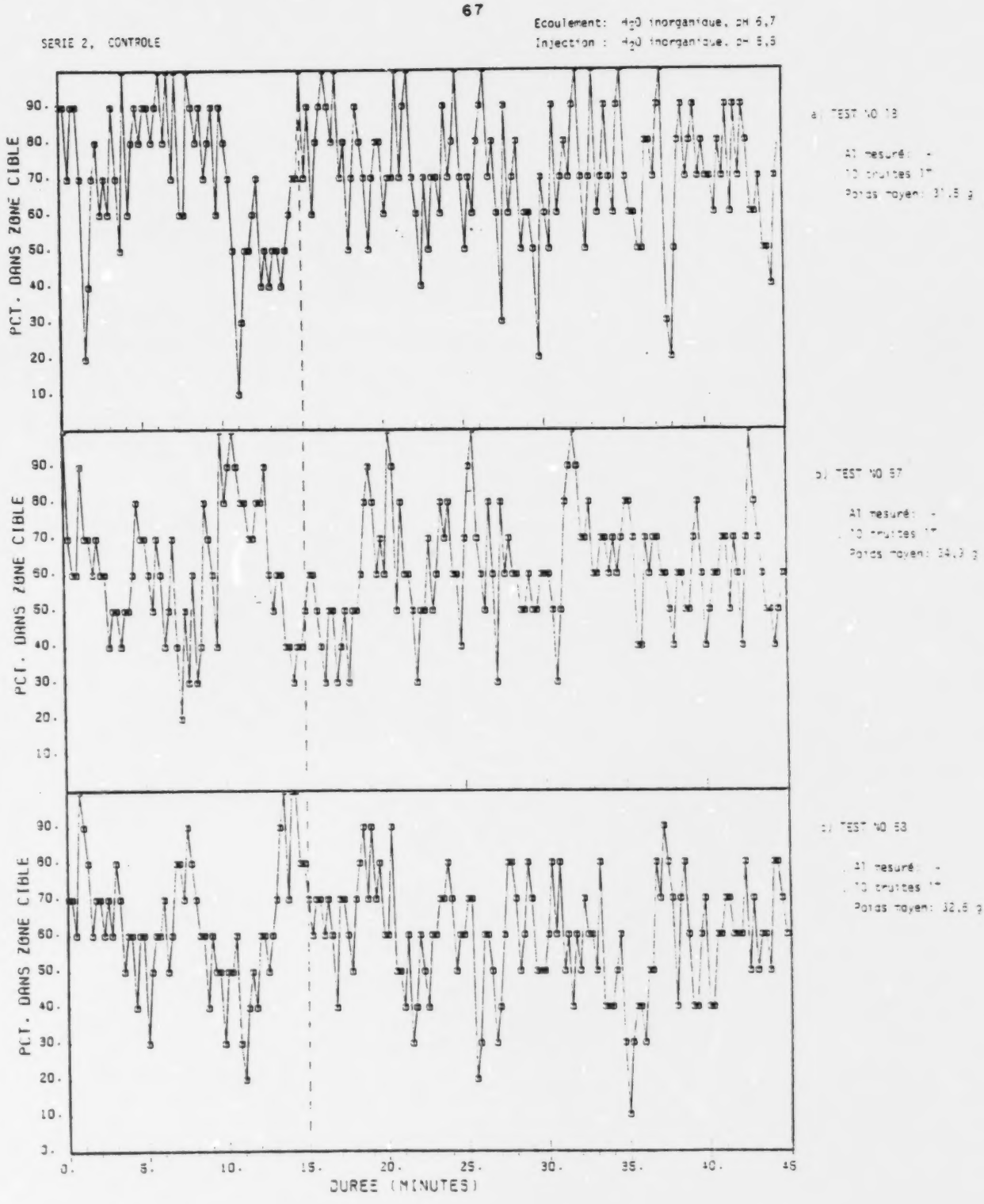
# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L) Initial	Mesuré	Période (min)	% moyen	Écart type	% minimum	% maximum	C.V. (%)
II.5a	0	-	0-15	64,2	20,2	0	100	31,5
			15-30	66,3	18,3	30	100	27,6
			30-45	60,8	15,8	30	90	25,9
II.5b	0	-	0-15	66,5	25,8	10	100	38,7
			15-30	67,2	21,1	0	100	31,4
			30-45	67,3	19,3	20	100	28,7
II.5c	0	-	0-15	63,5	19,3	30	100	30,4
			15-30	59,3	20,2	0	100	34,0
			30-45	60,0	24,1	0	100	40,1
II.6a	60	75	0-15	68,5	19,3	20	100	28,2
			15-30	60,8	21,3	20	100	35,1
			30-45	77,0	18,4	20	100	23,9
II.6b	60	69	0-15	63,7	22,5	20	100	35,4
			15-30	61,0	19,1	10	90	31,3
			30-45	65,8	15,2	30	100	23,1
II.6c	60	36	0-15	60,8	14,2	30	90	23,3
			15-30	64,5	14,4	30	100	22,4
			30-45	56,2	15,7	20	90	28,0
II.7a	100	102	0-15	62,0	21,4	30	100	34,6
			15-30	55,8	21,1	0	100	37,8
			30-45	49,5	19,0	0	80	38,4
II.7b	100	96	0-15	52,0	24,0	10	100	46,1
			15-30	39,8	17,0	10	80	42,7
			30-45	32,7	19,6	0	70	60,1
II.7c	100	102	0-15	61,2	15,9	30	90	26,1
			15-30	60,0	18,9	10	90	31,4
			30-45	38,3	15,3	0	70	39,9
II.8a	120	113	0-15	67,7	18,1	40	100	26,7
			15-30	53,2	18,8	10	90	35,4
			30-45	43,2	19,5	0	80	45,2
II.8b	120	106	0-15	51,3	19,3	10	90	37,7
			15-30	42,3	22,6	0	100	53,3
			30-45	18,5	16,1	0	60	87,2
II.8c	120	123	0-15	57,7	18,3	10	100	31,8
			15-30	55,3	18,5	10	100	33,5
			30-45	53,5	21,4	10	100	40,0

ANNEXE II.10: TESTS DE MANN-WHITNEY RÉALISÉS POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETÉE 2^+

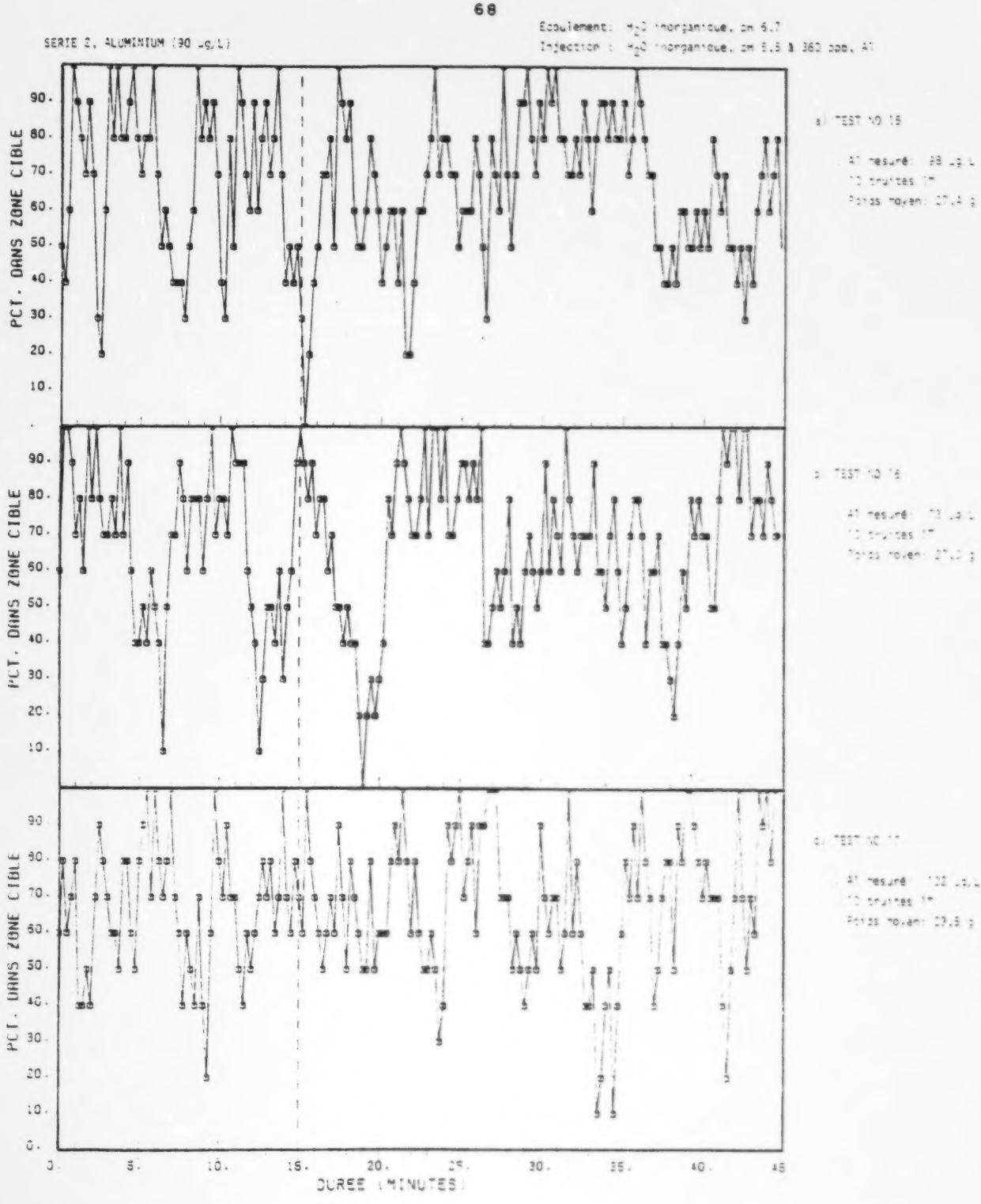
en eau inorganique à pH 5,6

# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L)	Comparaison des périodes (min)	# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L)	Comparaison des périodes (min)
II.5a	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.7a	100	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45
II.5b	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.7b	100	0-15 et 15-30* 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45*
II.5c	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.7c	100	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45*
II.6a	60	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.8a	120	0-15 et 15-30* 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45*
II.6b	60	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.8b	120	0-15 et 15-30* 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45*
II.6c	60	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.8c	120	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45

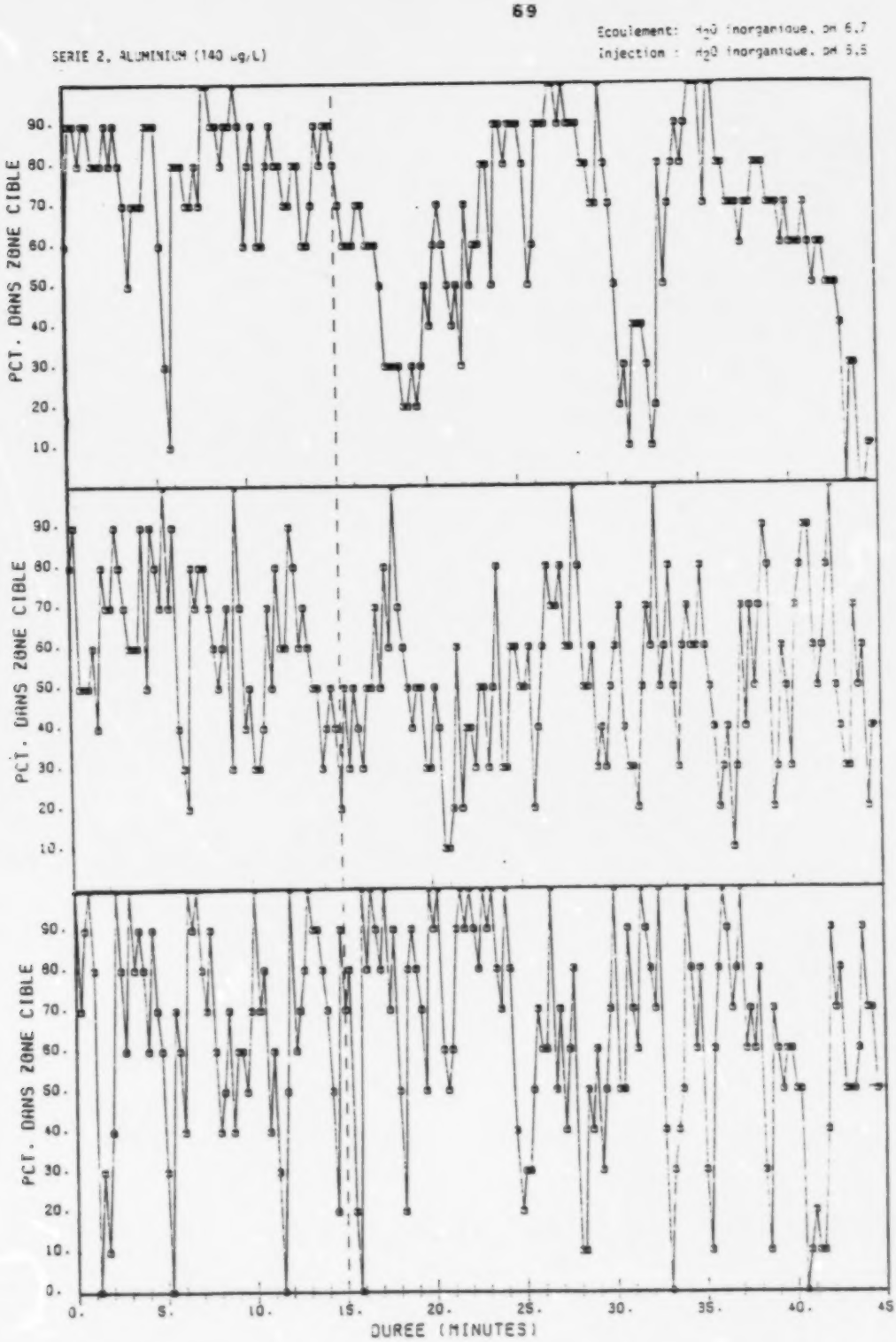
* Rejet significatif à 95%.



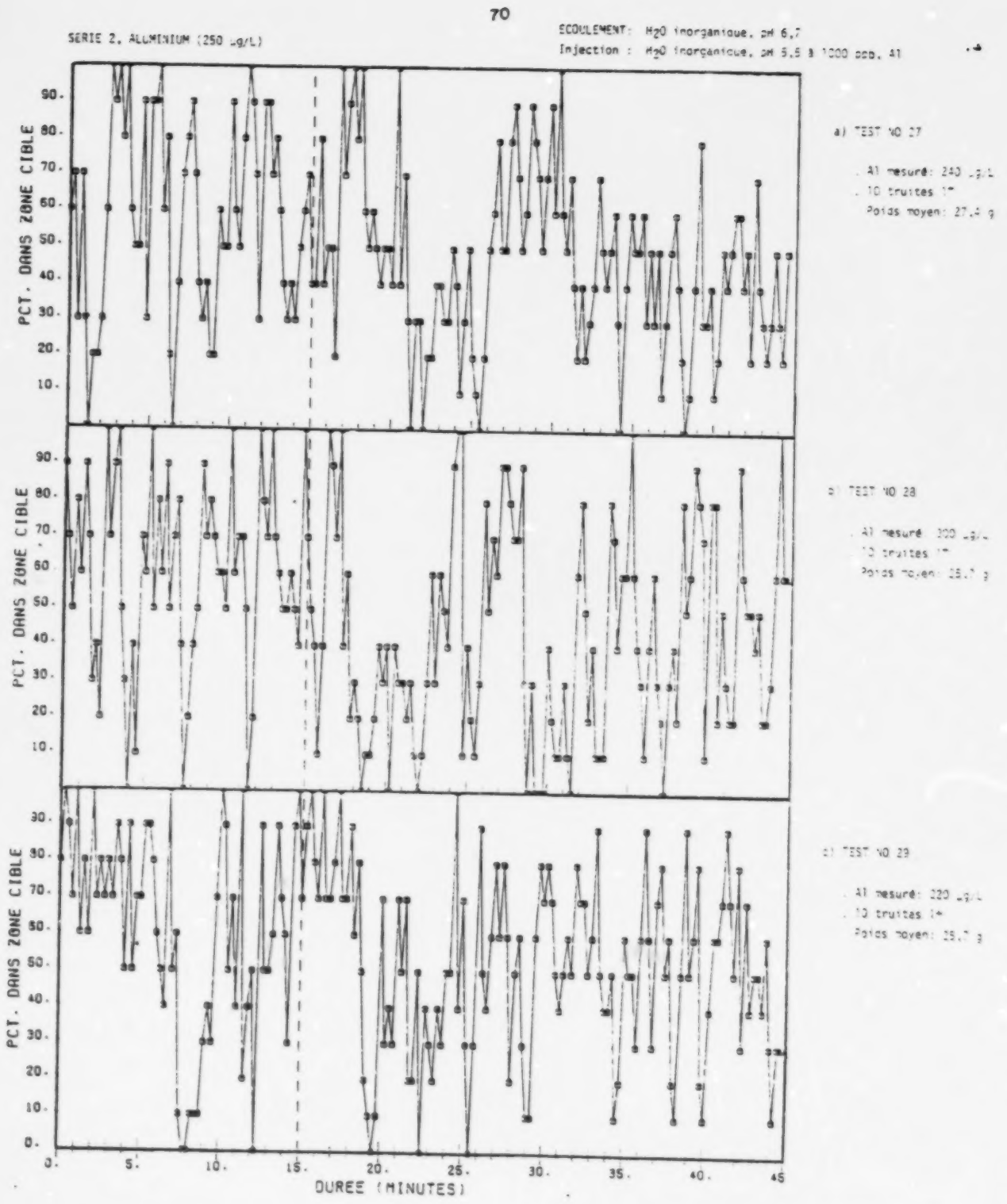
ANNEXE II.11: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).



ANNEXE II.12: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).



ANNEXE II.13: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).



ANNEXE II.14: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

ANNEXE II.15: STATISTIQUE DESCRIPTIVE OBTENUE POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETEE 2+

en eau inorganique à pH 5,9

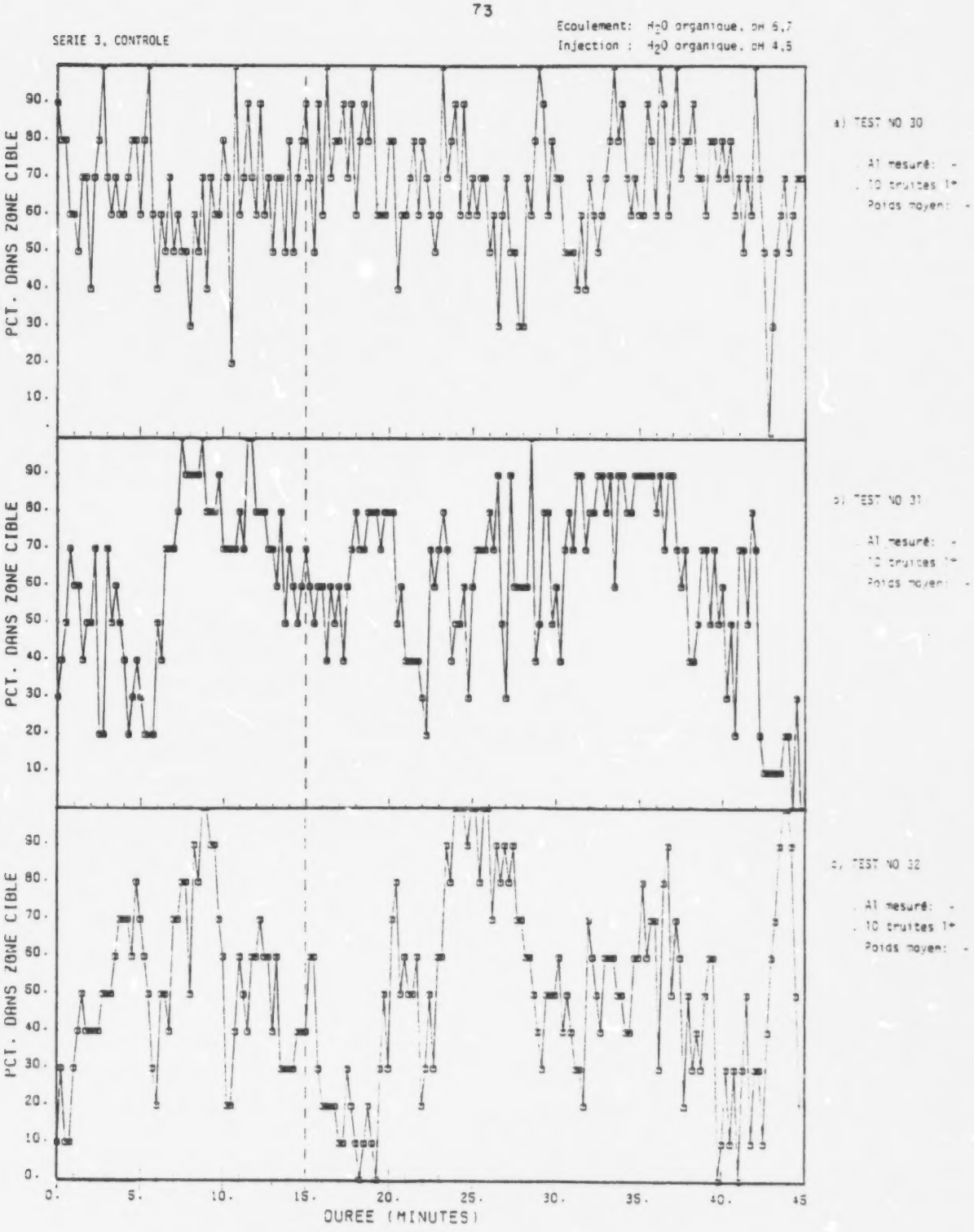
# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L) Initial	Mesuré	Période (min)	% moyen	Écart type	% minimum	% maximum	C.V. (%)
II.11a	0	-	0-15	69,7	20,9	10	100	30,0
			15-30	72,3	17,7	20	100	24,5
			30-45	70,8	17,1	20	100	24,1
II.11b	0	-	0-15	61,3	19,0	20	100	31,0
			15-30	59,8	16,8	30	100	28,1
			30-45	62,8	14,7	30	100	23,5
II.11c	0	-	0-15	63,3	18,0	20	100	28,4
			15-30	60,7	15,4	20	90	25,4
			30-45	57,5	16,2	10	90	28,2
II.12a	90	98	0-15	69,0	22,0	20	100	31,9
			15-30	63,5	21,6	0	100	34,0
			30-45	67,7	17,6	30	100	26,0
II.12b	90	73	0-15	67,5	22,3	10	100	33,0
			15-30	65,5	24,4	0	100	37,2
			30-45	69,0	18,3	20	100	26,5
II.12c	90	102	0-15	67,2	17,9	20	100	26,6
			15-30	68,8	17,8	30	100	25,8
			30-45	67,7	23,2	10	100	34,2
II.13a	140	127	0-15	77,7	15,9	10	100	20,4
			15-30	64,8	23,2	20	100	35,9
			30-45	57,5	27,3	0	100	47,6
II.13b	140	158	0-15	62,3	19,5	20	100	31,3
			15-30	49,3	20,0	10	100	40,5
			30-45	53,8	21,5	10	100	40,0
II.13c	140	129	0-15	65,8	27,2	0	100	41,3
			15-30	67,2	27,3	0	100	40,7
			30-45	59,0	27,3	0	100	46,2
II.14a	250	240	0-15	58,7	27,2	0	100	46,4
			15-30	51,0	26,6	0	100	52,1
			30-45	41,3	19,3	0	100	46,8
II.14b	250	300	0-15	60,5	26,6	0	100	43,9
			15-30	42,3	31,0	0	100	73,2
			30-45	43,7	26,7	0	100	61,1
II.14c	250	220	0-15	61,5	29,1	0	100	47,3
			15-30	51,8	28,0	0	100	54,0
			30-45	52,3	21,3	10	90	40,8

ANNEXE II.16: TESTS DE MANN-WHITNEY RÉALISÉS POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETÉE 2^{+}

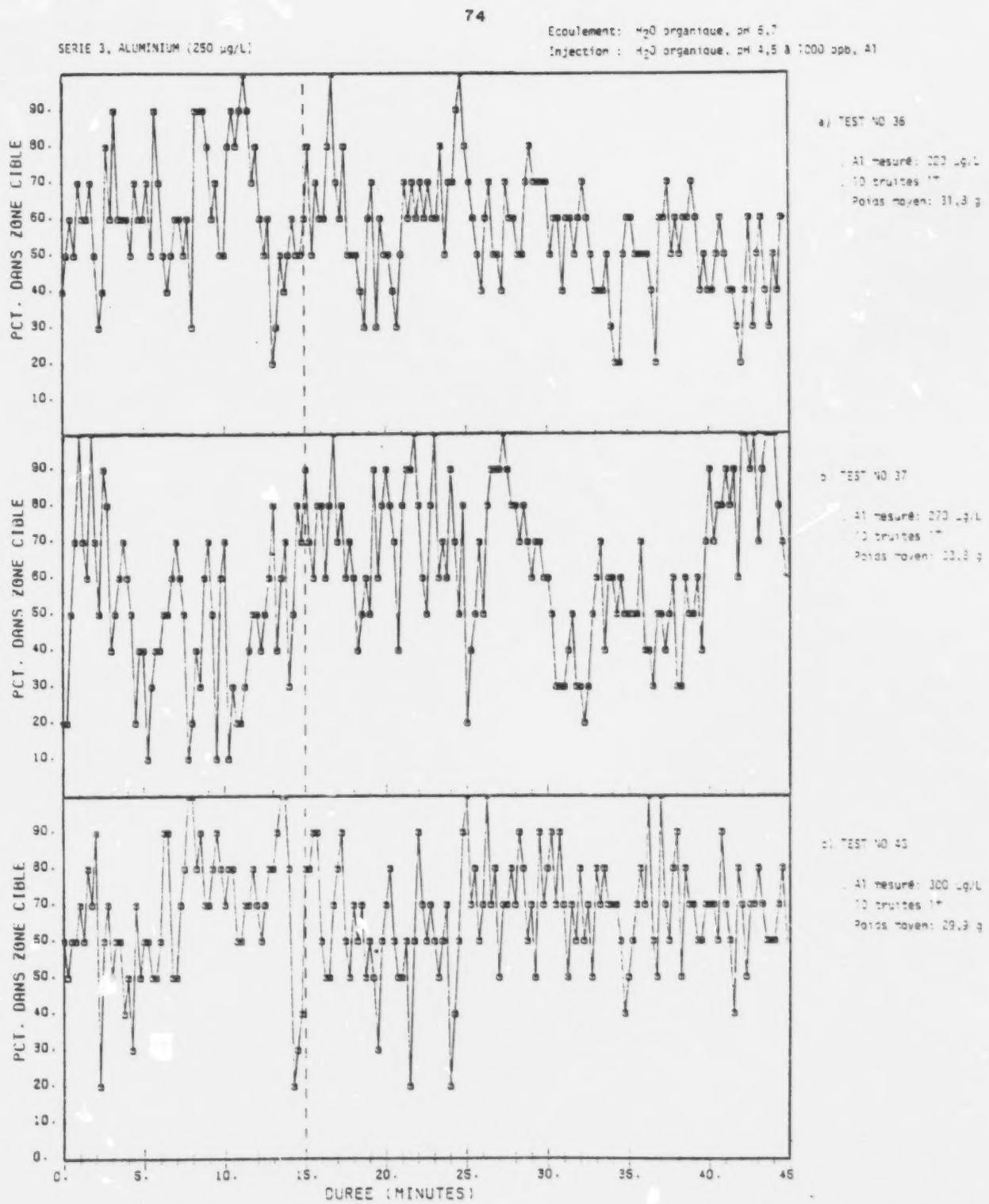
en eau inorganique à pH 5,9

# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L)	Comparaison des périodes (min)	# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L)	Comparaison des périodes (min)
II.11a	0	0-15 et 15-30	II.13a	140	0-15 et 15-30*
		0-15 et 30-45			0-15 et 30-45*
		15-30 et 30-45			15-30 et 30-45
II.11b	0	0-15 et 15-30	II.13b	140	0-15 et 15-30*
		0-15 et 30-45			0-15 et 30-45*
		15-30 et 30-45			15-30 et 30-45
II.11c	0	0-15 et 15-30	II.13c	140	0-15 et 15-30
		0-15 et 30-45			0-15 et 30-45
		15-30 et 30-45			15-30 et 30-45
II.12a	90	0-15 et 15-30	II.14a	250	0-15 et 15-30
		0-15 et 30-45			0-15 et 30-45*
		15-30 et 30-45			15-30 et 30-45*
II.12b	90	0-15 et 15-30	II.14b	250	0-15 et 15-30*
		0-15 et 30-45			0-15 et 30-45*
		15-30 et 30-45			15-30 et 30-45
II.12c	90	0-15 et 15-30	II.14c	250	0-15 et 15-30*
		0-15 et 30-45			0-15 et 30-45*
		15-30 et 30-45			15-30 et 30-45

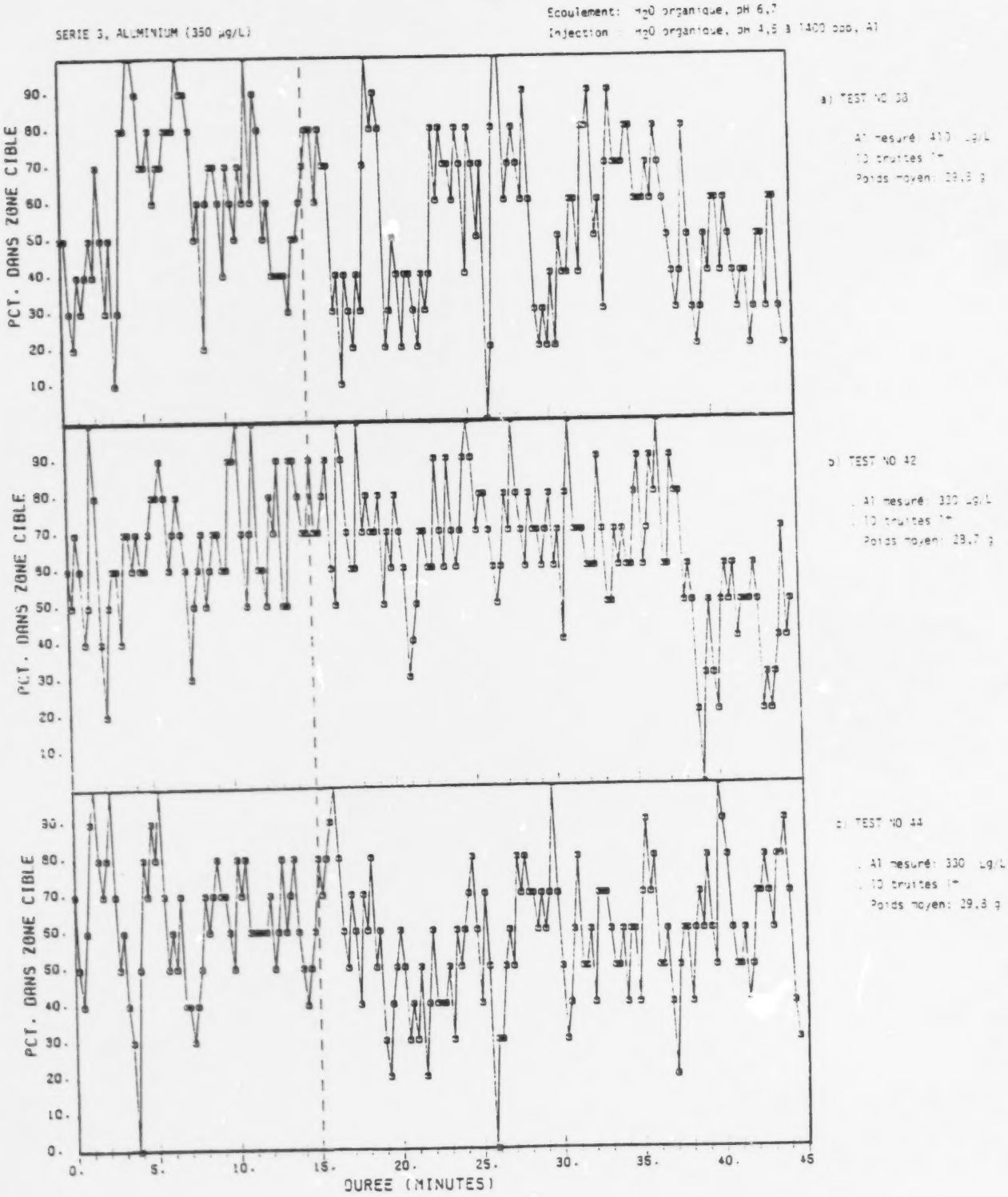
* Rejet significatif à 95%.



ANNEXE II.17: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).



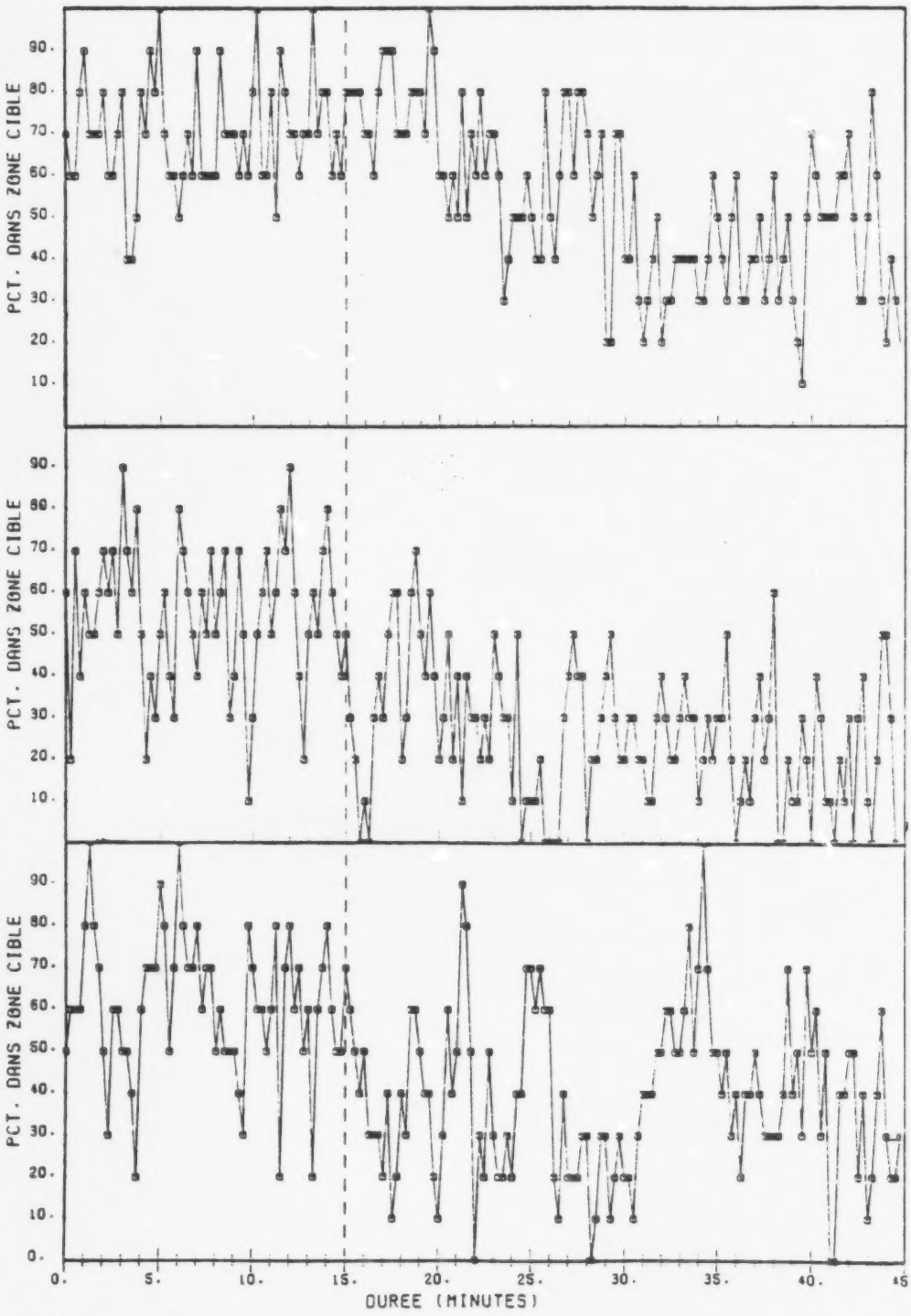
ANNEXE II.18: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).



ANNEXE II.19: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

SERIE 3, ALUMINIUM (650 ug/L)

Ecoulement: H_2O organique, pH 6,7
Injection : H_2O organique, pH 4,5 à 2600 ppb, Al



a) TEST NO 45

. Al mesuré: 440 ug/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 30,2 g

b) TEST NO 46

. Al mesuré: 710 ug/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 26,4 g

c) TEST NO 39

. Al mesuré: 780 ug/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 30,4 g

ANNEXE II.20: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

ANNEXE II.21: STATISTIQUE DESCRIPTIVE OBTENUE POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETEE 2^{+}

en eau organique à pH 5,6

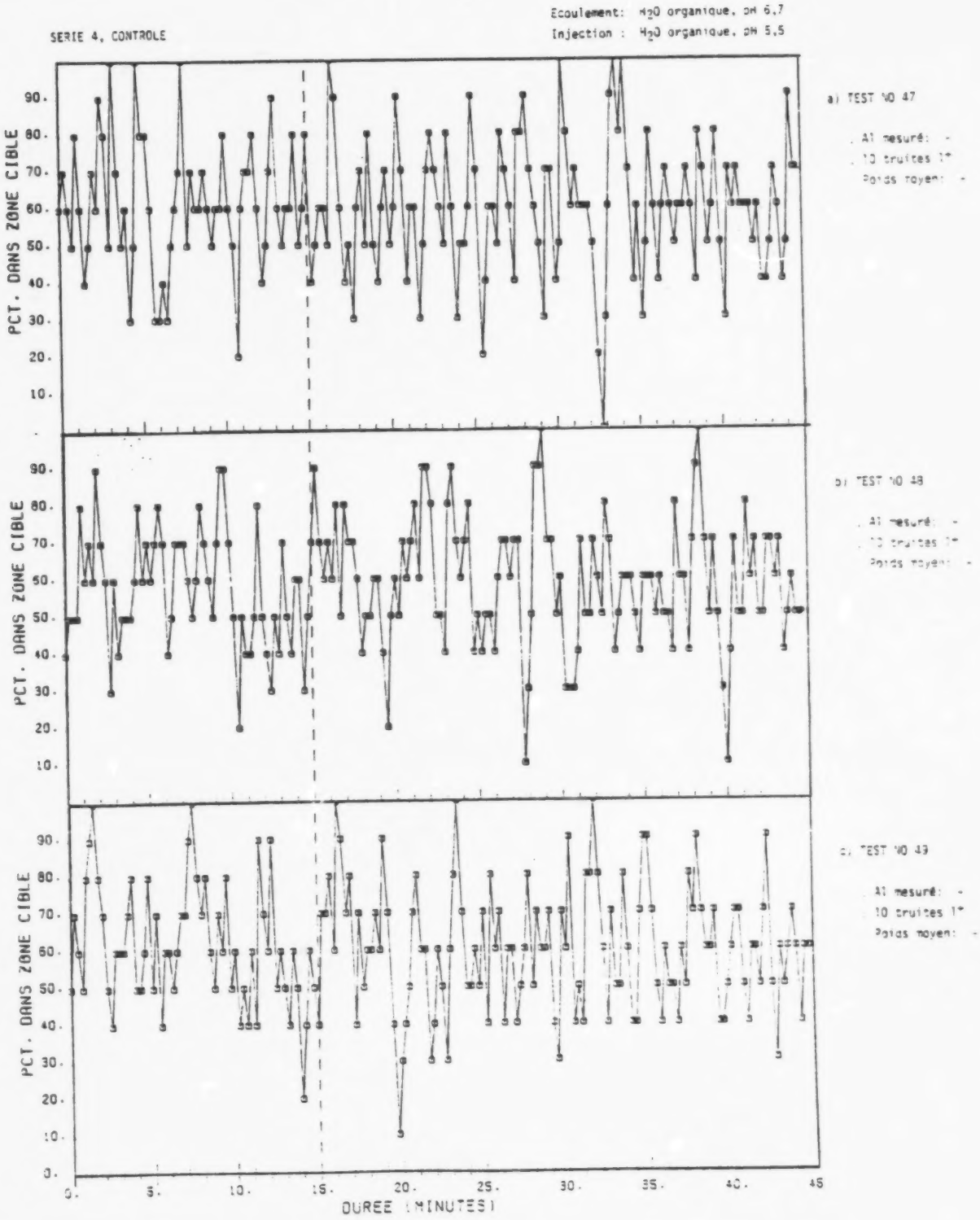
# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L) initial	Mesuré	Période (min)	% moyen	Écart type	% minimum	% maximum	C.V. (%)
II.17a	0	-	0-15	65,5	16,2	20	100	24,7
			15-30	69,5	17,1	30	100	24,6
			30-45	67,3	17,7	0	100	26,3
II.17b	0	-	0-15	62,0	22,8	20	100	36,8
			15-30	61,2	17,1	20	100	27,9
			30-45	60,5	28,4	0	90	46,9
II.17c	0	-	0-15	52,3	22,0	10	100	42,1
			15-30	53,2	30,3	0	100	56,9
			30-45	48,0	23,8	0	100	49,5
II.18a	250	220	0-15	61,5	17,8	20	100	29,0
			15-30	61,5	15,2	30	100	24,5
			30-45	49,0	13,0	20	70	26,5
II.18b	250	270	0-15	49,5	22,0	10	100	44,4
			15-30	71,5	17,2	20	100	24,1
			30-45	59,5	22,4	20	100	37,7
II.18c	250	300	0-15	67,0	18,9	20	100	28,2
			15-30	66,2	17,2	20	100	26,0
			30-45	68,7				
II.19a	350	410	0-15	59,8	22,0	10	100	36,7
			15-30	55,3	25,2	0	100	45,6
			30-45	51,0	19,3	20	90	37,8
II.19b	350	330	0-15	66,2	16,9	20	100	25,5
			15-30	71,3	14,7	30	100	20,6
			30-45	57,3	20,9	0	100	36,4
II.19c	350	330	0-15	62,5	18,4	0	100	29,4
			15-30	56,3	20,0	0	100	35,5
			30-45	59,3	16,9	20	100	28,4
II.20a	650	440	0-15	69,7	13,4	40	100	19,2
			15-30	65,2	17,2	20	100	26,4
			30-45	41,5	14,4	10	80	34,6
II.20b	650	710	0-15	54,7	17,4	10	90	31,9
			15-30	29,3	18,4	0	70	62,7
			30-45	21,8	14,5	0	60	66,7
II.20c	650	780	0-15	61,2	17,3	20	100	28,2
			15-30	36,8	20,3	0	90	55,1
			30-45	41,3	18,8	0	100	45,5

ANNEXE II.22: TESTS DE MANN-WHITNEY RÉALISÉS POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETÉE 2^+

en eau organique à pH 5,6

# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L)	Comparaison des périodes (min)	# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L)	Comparaison des périodes (min)
II.17a	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.19a	350	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45
II.17b	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.19b	350	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45*
II.17c	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.19c	350	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45
II.18a	250	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45*	II.20a	650	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45*
II.18b	250	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.20b	650	0-15 et 15-30* 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45
II.18c	250	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.20c	650	0-15 et 15-30* 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45

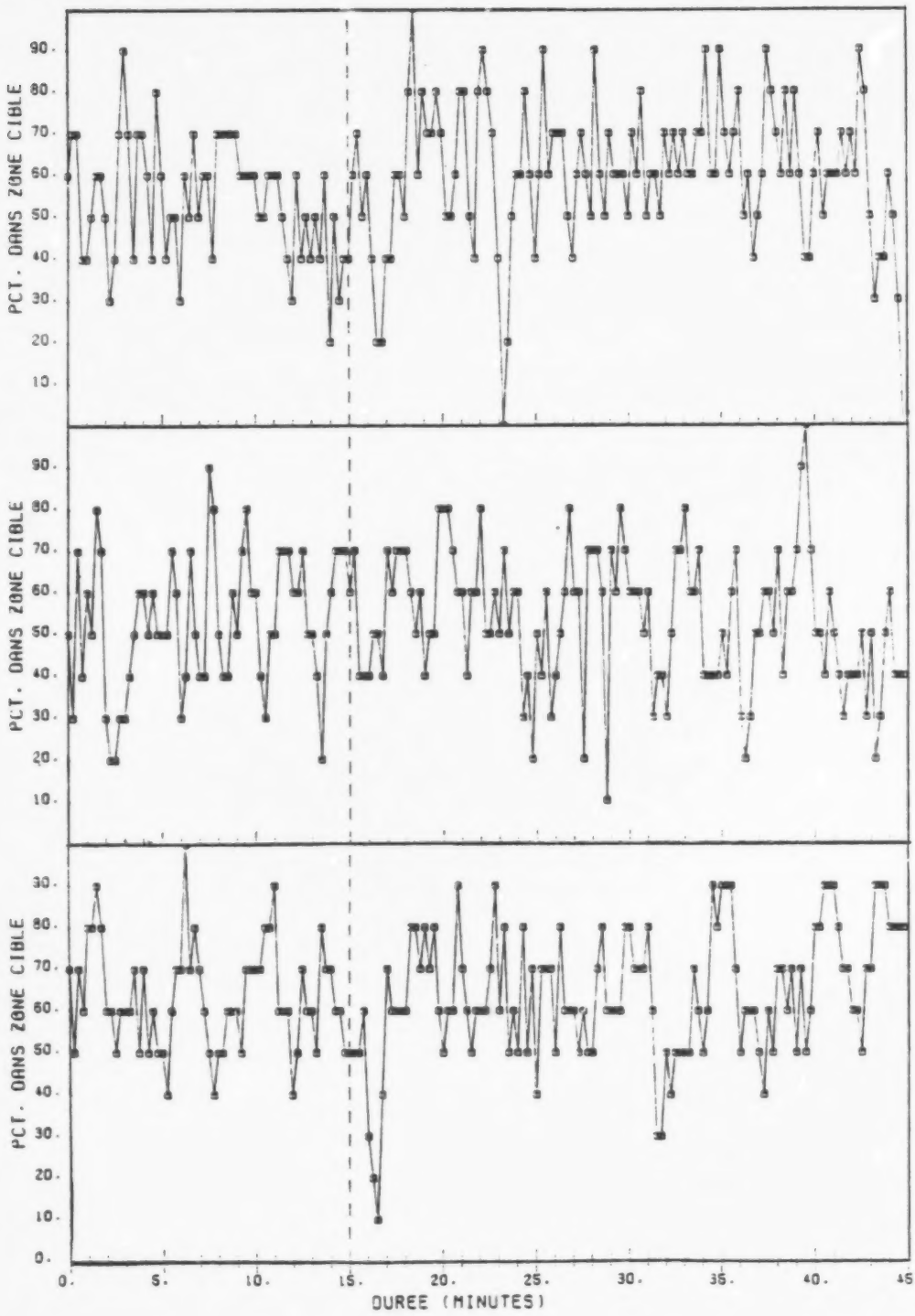
* Rejet significatif à 95%.



ANNEXE II.23: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

SERIE 4, ALUMINIUM (550 ug/L)

Ecoulement: H_2O organique, pH 6.7
Injection : H_2O organique, pH 5.5 à 2200 ppb, Al



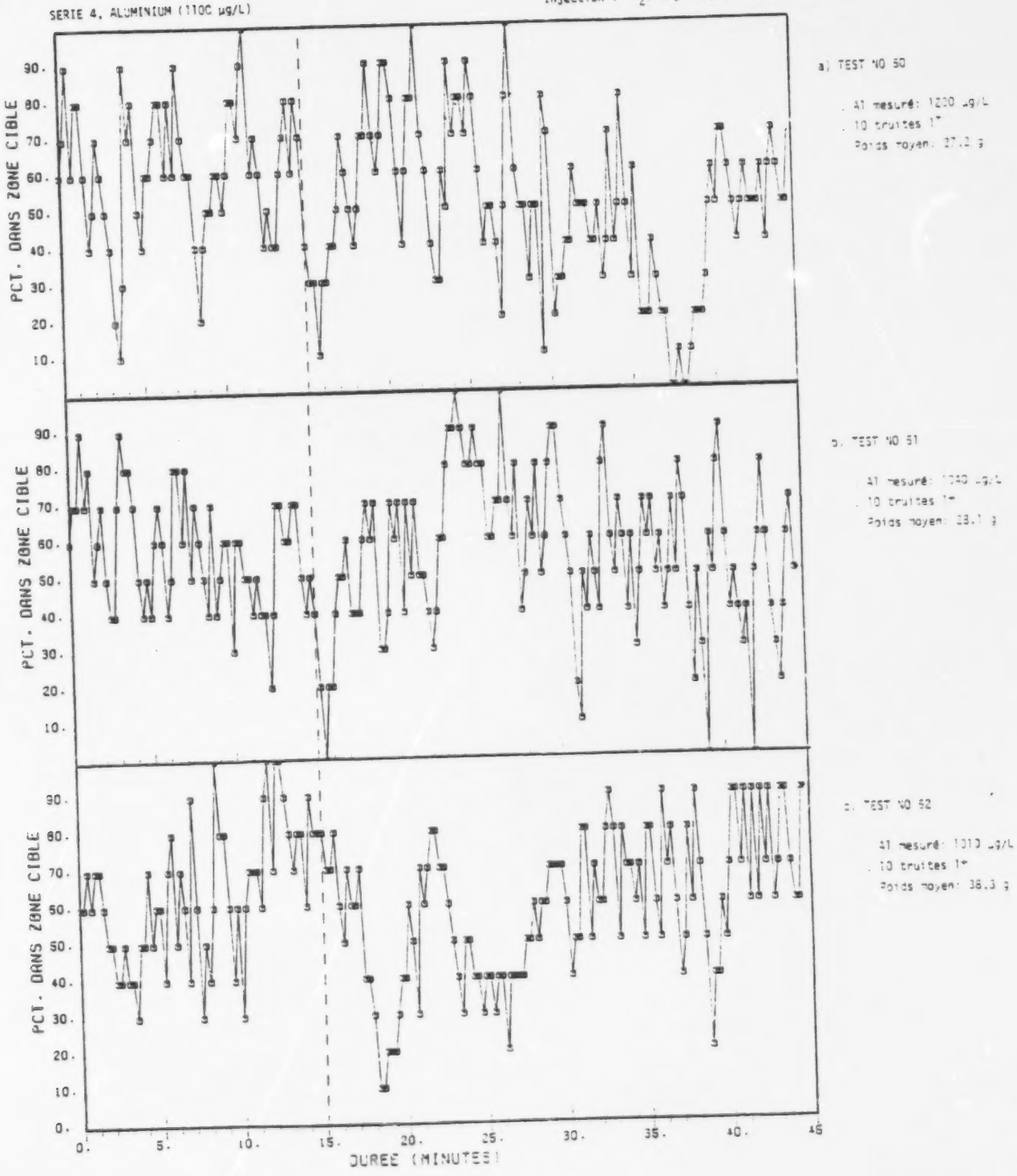
a) TEST NO 53
. Al mesuré: 680 ug/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 35,1 g

b) TEST NO 57
. Al mesuré: 532 ug/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 34,3 g

c) TEST NO 58
. Al mesuré: 450 ug/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 32,6 g

ANNEXE II.24: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

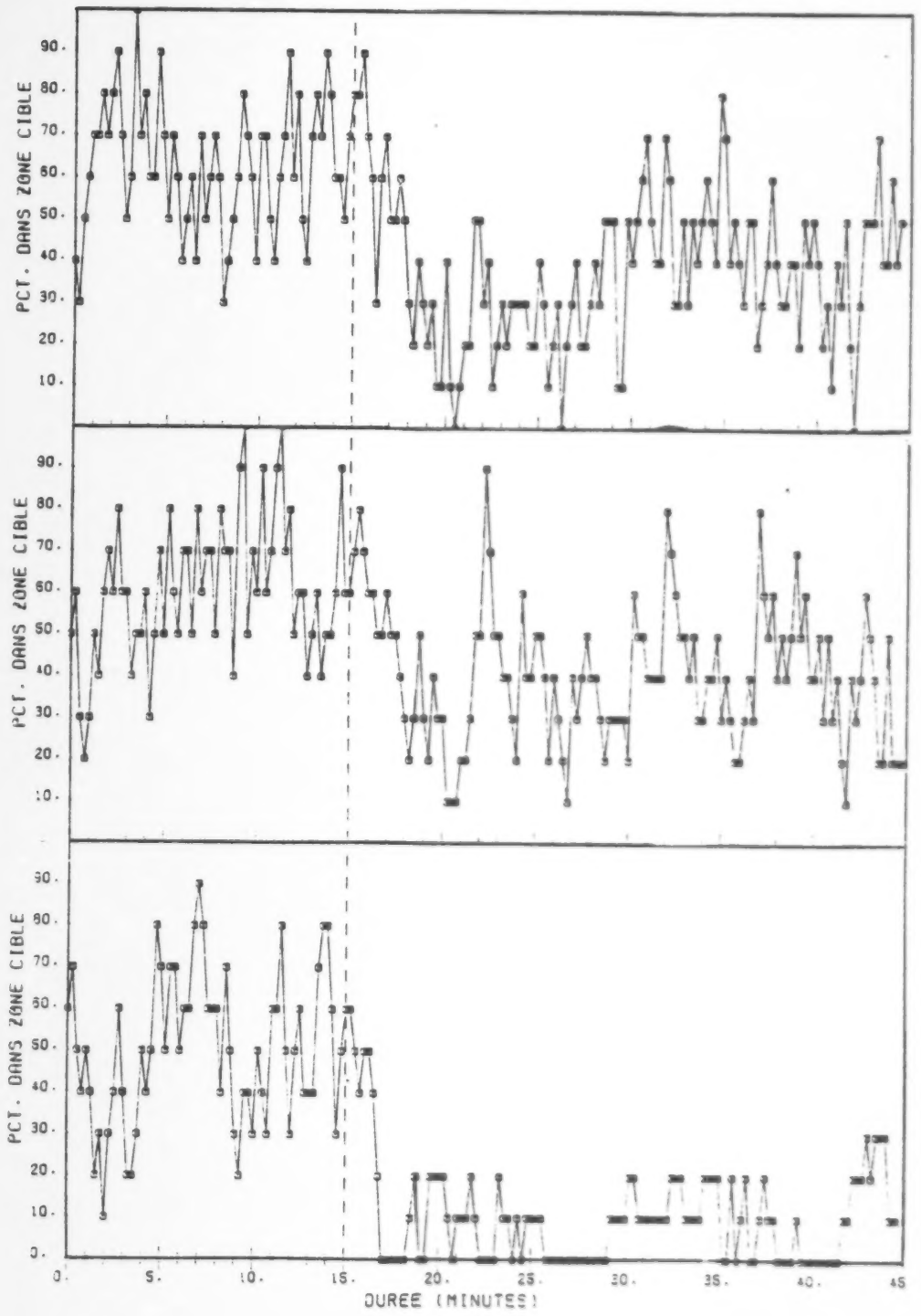
Ecoulement: H_2O organique, pH 6.7
Injection : H_2O organique, pH 5.5 à 4400 ppb, Al



ANNEXE II.25: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

SERIE 4, ALUMINIUM (1500 ug/L)

Ecoulement: H_2O organique, pH 6,7
Injection : H_2O organique, pH 5,5 à 6000 ppb, Al



a) TEST NO 54

. Al mesuré: 1900 µg/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 32,9 g

b) TEST NO 55

. Al mesuré: 1260 µg/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 34,7 g

c) TEST NO 56

. Al mesuré: 1400 µg/L
. 10 truites 1+
Poids moyen: 35,7 g

ANNEXE II.26: POURCENTAGE DE POISSONS DANS LA ZONE-CIBLE DURANT LA PERIODE-CONTRÔLE (0-15 MINUTES) ET LES DEUX PERIODES-REPONSES (15-30 et 30-45 MINUTES).

ANNEXE II.27: STATISTIQUE DESCRIPTIVE OBTENUE POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETEE 2^{+}

en eau organique à pH 5,9

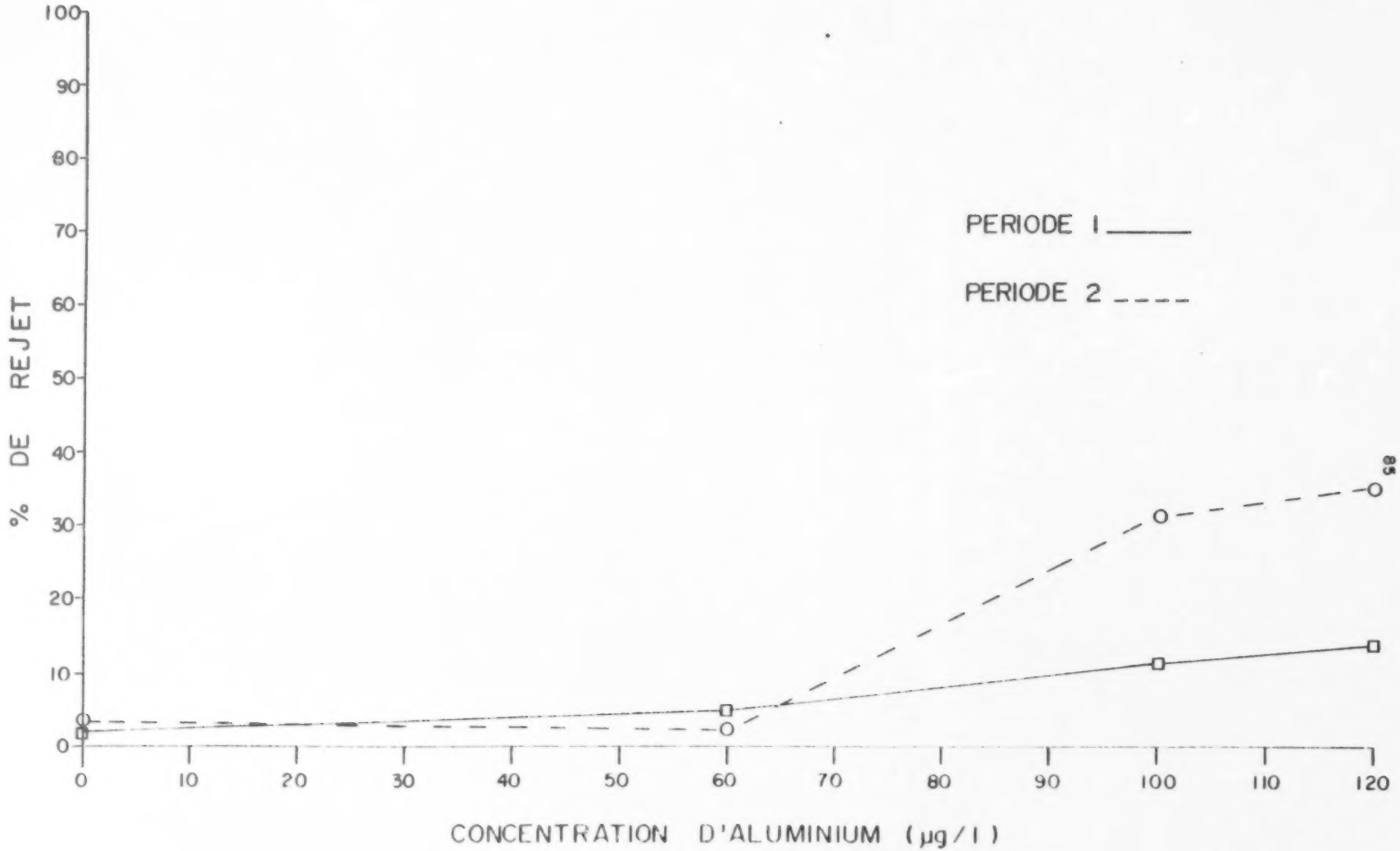
# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L) initial	Mesuré	Période (min)	% moyen	Écart type	% minimum	% maximum	C.V. (%)
II.23a	0	-	0-15	61,2	17,4	20	100	28,4
			15-30	60,0	17,4	20	100	28,9
			30-45	59,3	18,9	0	100	31,9
II.23b	0	-	0-15	57,7	15,8	20	90	27,3
			15-30	62,2	18,0	10	100	29,0
			30-45	55,8	15,6	10	100	28,0
II.23c	0	-	0-15	61,8	16,5	20	100	26,7
			15-30	59,3	18,0	10	100	30,4
			30-45	60,3	16,3	30	100	26,9
II.24a	550	680	0-15	54,2	14,1	20	90	25,9
			15-30	59,3	18,8	0	100	31,8
			30-45	61,0	16,1	0	90	26,4
II.24b	550	532	0-15	53,0	16,3	20	90	30,7
			15-30	56,0	15,9	10	80	28,3
			30-45	50,5	16,1	20	100	31,9
II.24c	550	450	0-15	63,3	12,7	40	100	20,1
			15-30	61,0	15,0	10	90	24,6
			30-45	66,8	16,1	30	90	24,1
II.25a	1100	1200	0-15	61,0	18,7	10	100	30,6
			15-30	57,5	22,0	10	100	38,2
			30-45	41,2	20,2	0	80	49,0
II.25b	1100	1040	0-15	57,8	15,3	20	90	26,5
			15-30	59,2	21,6	0	100	36,6
			30-45	51,5	20,2	0	90	39,3
II.25c	1100	1010	0-15	63,7	18,5	30	100	29,1
			15-30	49,7	18,4	10	80	37,1
			30-45	67,8	16,9	20	90	24,9
II.26a	1500	1990	0-15	62,8	15,7	30	100	25,0
			15-30	33,8	20,2	0	90	59,6
			30-45	43,0	15,1	0	80	35,1
II.26b	1500	1360	0-15	60,7	17,3	20	100	28,5
			15-30	39,7	17,6	10	90	44,3
			30-45	41,7	15,4	10	80	37,0
II.26c	1500	1400	0-15	50,2	18,5	10	90	36,8
			15-30	11,2	16,1	0	60	143,8
			30-45	11,0	9,1	0	30	83,2

ANNEXE II.28: TESTS DE MANN-WHITNEY RÉALISÉS POUR L'ÉTUDE DE DÉTECTION DU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM PAR LA TRUITE MOUCHETÉE 2+

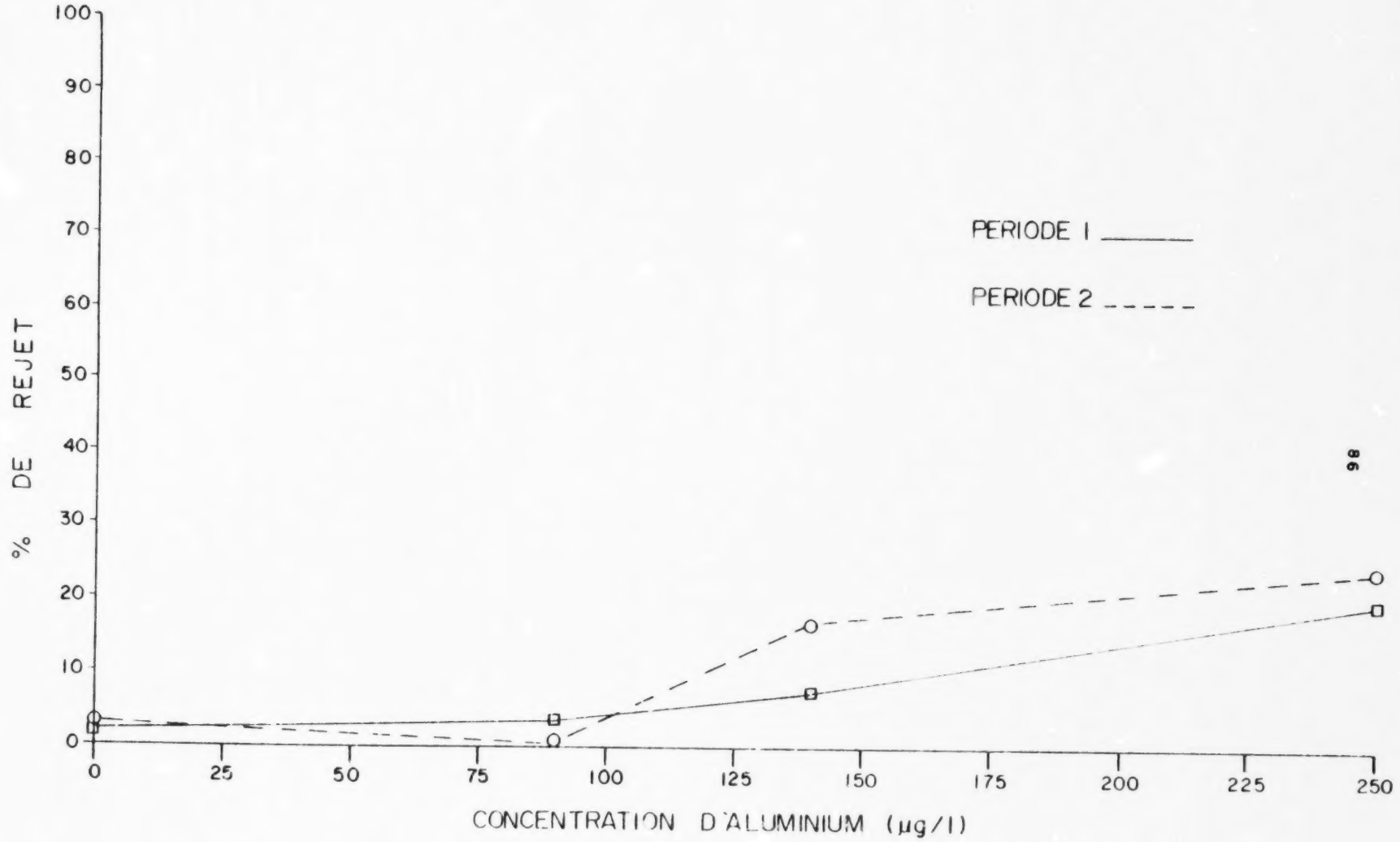
en eau organique à pH 5,9

# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L)	Comparaison des périodes (min)	# des annexes correspondantes	Aluminium total (µg/L)	Comparaison des périodes (min)
II.23a	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.25a	1100	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45*
II.23b	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.25b	1100	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45
II.23c	0	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.25c	1100	0-15 et 15-30* 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45*
II.24a	550	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.26a	1500	0-15 et 15-30* 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45*
II.24b	550	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45*	II.26b	1500	0-15 et 15-30* 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45
II.24c	550	0-15 et 15-30 0-15 et 30-45 15-30 et 30-45	II.26c	1500	0-15 et 15-30* 0-15 et 30-45* 15-30 et 30-45

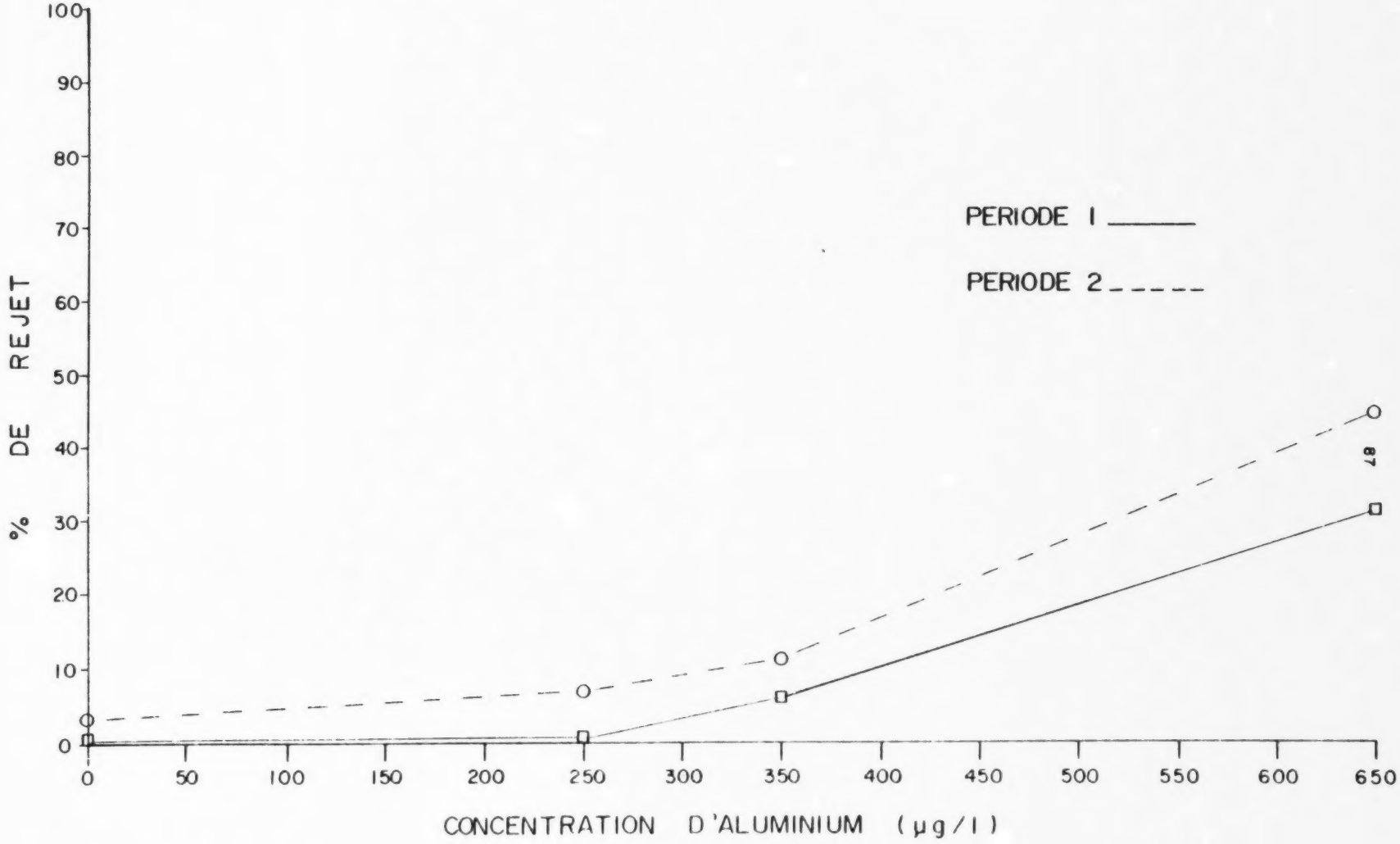
* Rejet significatif à 95%.



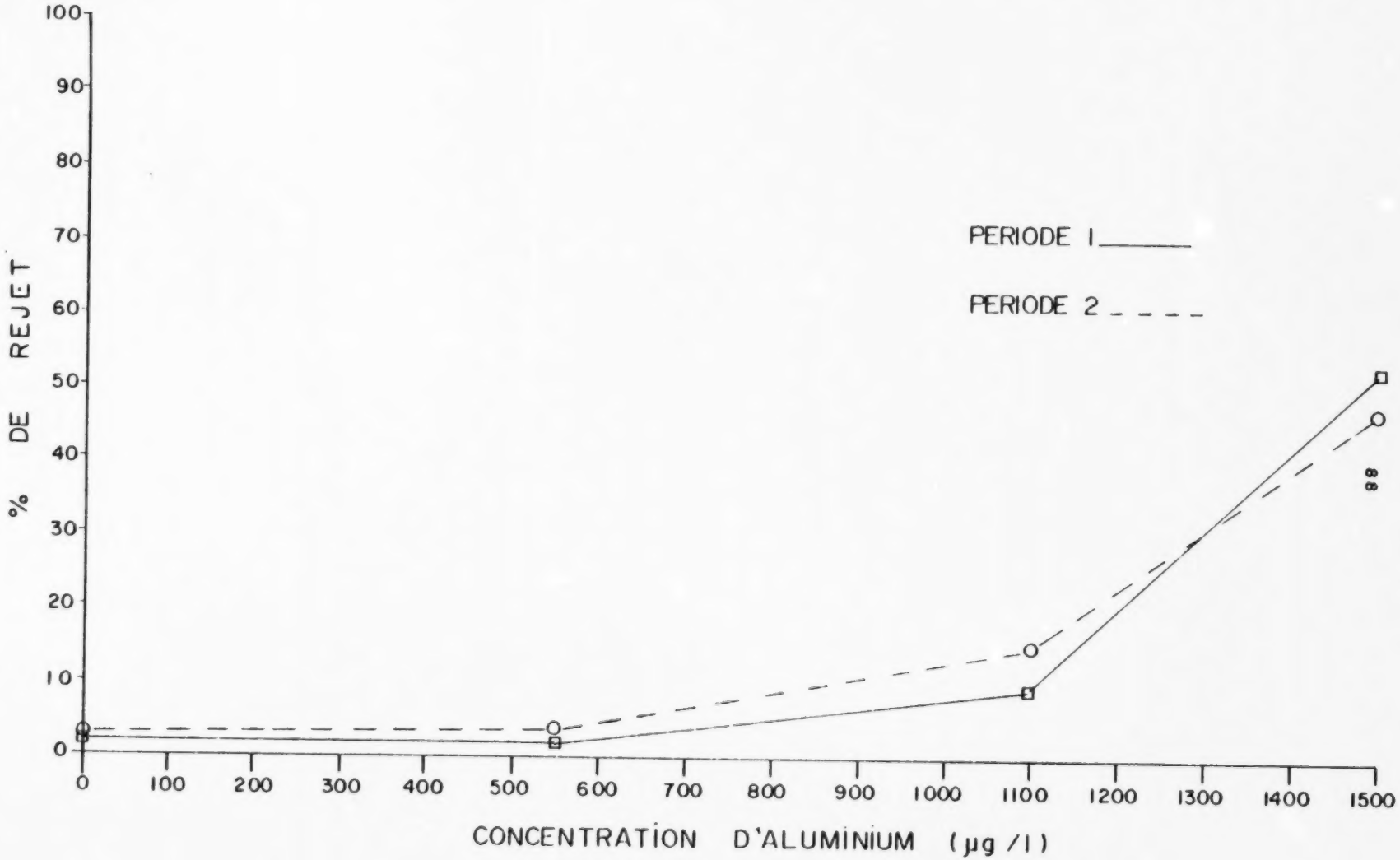
ANNEXE 11.29: MORTALITE PAR LA TRUITE MOUCHETEE DE LA ZONE ASSOCIEE AU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM EN EAU INORGANIQUE A pH 5,5.



ANNEXE II.30: REJET (%) PAR LA TRUITE MOUCHETEE 2+ DE LA ZONE ASSOCIEE AU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM EN EAU INORGANIQUE A pH 5,9.



ANNEXE II.31: REJET (%) PAR LA TRUITE MOUCHETEE 2+ DE LA ZONE ASSOCIEE AU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM EN EAU ORGANIQUE A pH 5,6 .



ANNEXE II.32: REJET (%) PAR LA TRUITE MOUCHETEE 2+ DE LA ZONE ASSOCIEE AU RUISSELLEMENT DE L'ALUMINIUM EN EAU ORGANIQUE A pH 5,9.